臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會專輯

Proceedings of The Workshop on Effects of Air Pollution and Agrometeorology on Crop Production in Taiwan

杜金池　楊純明 主編

Editors: Chin-Chyu Tu and Chwen-Ming Yang

主　辦：行政院環境保護署
　　　　行政院農業委員會
　　　　臺灣省政府農林廳

執　行：中華農業氣象學會
　　　　臺灣省農業試驗所

中華民國八十二年四月

14366

ISBN 957-97038-4-1

臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會專輯

中華民國八十二年三月十八～十九日舉行
臺灣省農業試驗所 臺灣省 中華民國

杜金池　楊純明 主編
臺灣省農業試驗所

主　辦：行政院環境保護署
　　　　行政院農業委員會
　　　　臺灣省政府農林廳

執　行：中華農業氣象學會
　　　　臺灣省農業試驗所

中華農業氣象學會　中華民國八十二年四月出版

ISBN 957-97038-4-1

Proceedings of The Workshop on Effects of Air Pollution and Agrometeorology on Crop Production in Taiwan

Taiwan Agricultural Research Institiute, Taiwan, ROC
March 18-19, 1993

Chin-Chyu Tu, Ph. D.
Director
Taiwan Agricultural Research Institute

Chwen-Ming Yang, Ph. D.
Agronomist
Crop Stress Research
Department of Agronomy
Taiwan Agricultural Research Institute

Sponsored by : Environmental Protection Administration, Executive Yuan, ROC
Council of Agriculture, Executive Yuan, ROC
Department of Agriculture and Forestry, Taiwan Provincial Government, ROC

Executed by : Chinese Society of Agrometeorology
Taiwan Agricultural Research Institute

Published by Chinese Society of Agrometeorology, April 1993

臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會
Workshop on Effects of Air Pollution and Agrometeorology
on Crop Production in Taiwan. 82.3.18

序　　言

環境污染為現代文明所衍生，由於人為因素導致環境中物理、化學、生物性質改變，致影響環境結構、正常功能，對人類及其他生物之生存造成嚴重威脅。我國近年來工商業發展蓬勃，人人豐衣足食，但是工廠煙囪增加了，交通廢氣的排放也加多了，生活環境卻相對的承受著負面效應，生態環境及農作物受損日趨惡化，公害糾紛時有所聞。環境受污染是不可復原的，非僅直接妨害人體健康，降低生活品質，並干擾人類所依賴的生態系完整性，進而摧毀生態鏈、能量循環，破壞大自然的平衡，最後終將導致人類及萬物的滅絕。尤其臺灣地區地狹人稠，農業地帶多與工廠毗鄰，公害發生頻度甚高，損害面積及損失金額龐大而且逐年增加，包括水稻、蔬菜、雜糧、果樹、及森林等均有受害發生。因此，及早謀求解決環境污染及其所產生的問題，實有必要與迫切性。

污染物質大致可分為化學物質與放射性物質，受污染之自然環境資源則可分為空氣、水、海洋、土壤、森林、及現存物種等六項。空氣污染包括有毒氣體、金屬燻煙、煤灰及灰塵等四大類，前者又可分細分為一氧化碳、硫氧化物、氮氧化物、氟化氫、氯化氫、硫化氫、臭氧、氨、碳氫化物等多種。就空氣污染源而言，則區分為固定污染源與移動污染源兩類。空氣污染所造成自然環境的改變，會帶給人心理與生理不良的影響，甚至引起有害遺傳。鑑於事前預防勝於事後補救，因此，有必要加强對空氣污染保護的試驗研究，瞭解空氣污染物對人與生物的影響，據以落實空氣保護政策與教育，改善劣化中的生活環境及大自然。空氣污染主要肇始於大量煤與石油燃燒及化學工業與交通的廢氣排放，由於擴散容易，常可造成廣大區域的污染。又因地形地物的不同及氣象變化，產生局部地區空氣污染物濃度差異。所以，對於氣象變化和空氣污染的關係及其對作物生產的影響，有賴繼續深入探討。

植物在自然循環中扮演生產者與污染清除者雙重角色，但是長期暴露在空氣污染物中或遭致高劑量污染物侵襲下，仍不免受害。在不同空氣污染物及不同氣象條件下，對不同植物物種可造成不同類型、不等程度的傷害。目前對於這些不同空氣污染物所造成的植物病徵、損害及防制等，雖已有初步瞭解，其確實影響機制、生理生化反應、對作物產量與品質的實際效應、估算，以及與氣象因子的關係，亟需積極進行試驗研究予以究明、釐清。

「臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會」是由行政院環保署、行政院農委會與本廳合作，由臺灣省農業試驗所與中華農業氣象學會辦理。其討論內容，包括：空氣污染現況、防治及防制策略，空氣污染對作物影響診斷與分類，空氣污染源對農田與作物之影響，氣象因子對空氣污染之影響等四大主題。該四大主題明確、清晰，符合實際需要，當有助於增進吾人對於本省空氣污染與農業氣象對作物生產影響的瞭解，也可以帶動我國未來在這方面的相關研究與發展。相信本研討會之成果，必可作為農業與空氣污染防制政策擬定的依據，復可據以推廣國人環保意識、空氣污染防制觀念，並提供改善或預防措施上之參考。爰將大會論文輯成一冊，提供各界研閱參考。

臺灣省政府農林廳廳長　邱茂英　謹識

中華民國八十二年四月

陳處長雄文致詞

今天很高興能出席由行院環境保護署、行政院農業委員會及臺灣省政府農林廳所聯合主辦，由中華農業氣象學會及臺灣省農業試驗所共同執行的「臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會」。本人向所有工作人員致謝，亦感謝大家的友持、參與。

國內有關環境保護方面，空氣污染管制一項乃由環保署負責，農業部份係農委會主管，在省則爲農林廳。我們知道，農民爲一弱勢團體，在工業發展過程中農業常受到工業廢棄物的爲害，導致農作損失，農民權益受影響。但是另一方面，農業亦常造成環境與空氣的污染，例如不當使用農藥及不必要的燃燒收穫後的稻稈等。因此從環保的觀點，農業既是空氣污染的受害者，也是空氣污染的製造者。

在環保署所訂空氣污染法第一條即開宗明義指出爲維護國民身體健康而制訂本法，因此環保署過去專注國民身體健康之保護工作。近年來已逐漸發現到農業常受到有形與無形空氣污染的爲害，而加强這方面研究。惟這幾年來所從事的若干空氣污染對農業影響研究，均偏重於公害糾紛之鑑定，即空氣污染對作物植株影響之鑑定工作，亦發展出許多所謂空氣污染指標植物，來反應不同空氣污染物及不等污染程度。農業研究機關則多在空氣污染對作物生產之效應上推動研究，兩者工作重點不一，但是具有相當的交集。是以今天的研討會正可以經由參與學者、專家的研討，從空氣污染、農業氣象及作物生產三方面整合試驗研究成果與意見，研擬出解決之道，並作爲制訂相關政策之參考。

本人希望未來能透過此類研討會，結合農委會、農林廳及環保署，共同合作，再由學者專家協助、參與試驗研究，建立起環保與農業合作基礎，持續進行連結空氣污染、農業氣象與作物生產三者研究工作，以因應現況，謀求解決方法，維護國人健康、造福農民。今天有許多來自不同研究領域的學者、專家、來賓參加此一研討會，盛況空前，所提出的論文內容精闢，切符實際需要，預祝大會順利、成功！

行政院環境保護署空氣品質保護與噪音管制處

處長　陳　雄　文

中華民國八十二年三月十八日

黄副處長欽榮致辭

大會主席、各位女士、各位先生：

農業是我國傳統的基礎產業，也是一項靠天吃飯的產業，它需要溫煦的陽光，也需要雨水的滋潤。在過去科技尚未發達的時代，往往祇能祈求風調雨順，以保五穀豐收，但在即將進入廿十一世紀的今日，對大自然的變化，雖然仍無法加以控制，但透過精密氣象儀器的觀測、追蹤，已可掌握氣象彎化的趨勢。加以農業科技的發展，農業研究人員經常需要利用氣象資料來分析氣象因子對農作物生長的影響，因此對氣象因素的掌握日益重要，農委會也自民國七十五年開始與中央氣象局合作，規劃台灣地區農業象觀測網之佈建，並自七十八年開始成立農業氣象試驗研究計畫，以落實氣象資料在農業生產上的應用。

在環保觀念日益普及且受重視之情況下，國人對農產品品質的要求日益提高，實有必要由互有關聯之不同領域的機關聯合舉辦研討會，共享研究成果，互補長短，以提供國人高品質的農產品以及安全的保障。

此次研討會由農業單位，包括本會、台灣省政府農林廳、農業試驗所等，以及行政院環境保護署共同舉辦。除邀請學者專家發表成果外，並邀請農業及環保人員共同研討，分享試驗研究之成果，可加强傳輸農業人員有關氣象災害及污染之防治觀念，有助於農產品品質之提昇，並減少作物污染及氣象災害之損失。

在此謹代表農委會預祝此次研討會圓滿成功，並祝各位健康如意。

行政院農業委員會綜合企劃處

副處長 黄 欽 榮

中華民國八十二年三月十八日

黃主任正華致詞

今天，本人覺得年常榮幸，也很高興，受邀前來參加「臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會」。本人對這次研討會的主題是外行，但是深感其重要，因此是懷著學習的心境前來。

從表面上看，空氣污染與農業氣象是兩回事，其實不然，兩者關係十分密切。多年以前當我還在農復會服務的時後，曾遭遇到一件有關空氣污染與農業象對作物生產影響的案例。當時由於林口火力發電場的設立，引發出桃園沿海地區農作物受災情事，因此農復會曾委請學者針對此一問題進行研究，以求證、瞭解農作物受害的影響原因。本人也因此體認空氣污染與農業氣象的密切關係，兩者對農作的深遠影響。

臺灣地處亞熱帶氣候，人口眾多，工商發達，所帶來的空氣染問題多而嚴重。尤其是工廠廢氣及汽機車排放的污染物，更是惡化我們的空氣品質，影響國民身體健康。不可否認的，這些是經濟進步、工商發展國家所不可避免的。站在環保署的立場，應該注意如何維護國民健康，減少空氣污染程度。在農委會，則係關切農作生產、作物品質及農民收益。因此本次研討會正好結合此兩項目的，希望能夠提供意見給環保署及農委會，作爲研擬合適政策參考，以改善空氣污染、維持作物生產及保障作物品質。

本人相信與會學者專家的研究成果及討論後建議，必然十分豐碩，除了提供我們主辦單位參考之外，亦能提升相關研究水準，有且於未來利用農業氣象資訊，防止或減少空氣污染對作物生產的影響。最後，感謝杜所長的邀請，也祝大會圓滿、成功。

亞洲農業技術服務中心主任 黃　正　華

中華民國八十二年三月十八日

杜所長金池歡迎詞

陳處長、黃副處長、各位長官、各位貴賓、各位學者、專家、和各位女士、先生：

今天，由行政院環境保護署、行政院農業委員會及臺灣省政府農林廳所共同主辦，而由中華農業氣象學會及本所聯合執行的「臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會」在此召開，謹此代表本所全體同仁向各位表示最誠摯的歡迎。

空氣污染與農業氣象對作物生產影響研究，在我國尙屬起步階段，而本次研討會所討論的四項主題㈠空氣污染現況、防治及防制策略，㈡空氣污染對作物影響診斷與分類，㈢空氣污染源對農田與作物之影響，及㈣氣象因子對空氣污染之影響，涵蓋範圍廣泛又切中實際需要，深具基礎與應用價值，各位學者、專家所發表的論文亦十分精闢，當必能喚起各界對此一問題之重視，亦可帶動學術界、各研究機關積極從事於相關的試驗研究。

本研討會在籌備期間承蒙各位參與的學者、專家鼎力支持，熱心撰寫論文，至爲感謝。同時，也願藉此機會向備極辛勞籌辦本次研討會的籌備委員暨本所同仁表示由衷的謝意，尤其是楊博士純明出力最多，特別致謝。

本研討會若有未盡之處，敬請各位貴賓、學者和專家不吝指正，更希望諸位學者、專家和女士、先生們在研討會中，提出您的寶貴意見，共同參與討論、切磋，使本次研討會的成果更加豐碩。

最後，再次歡迎各位貴賓、學者、專家、女士、先生參加此次研討會，並敬祝所有來賓身體健康、萬事如意，謝謝。

臺灣省農業試驗所所長　杜　金　池

中華民國八十二年三月十八日

作者(Contributors)

楊之遠
空氣保護與噪音管制處
行政院環境保護署
臺北市中正區中華路一段41號

周昌弘
植物研究所
中央研究院
臺北市南港區研究院路二段128號

林正忠
植物保護系
臺灣省農業試驗所鳳山分所
高雄縣鳳山市文山里園藝巷4號

張木彬
環境工程研究所
國立中央大學
桃園縣中壢市五權里三鄰38號

鄭福田
環境工程研究所
國立臺灣大學
臺北市大安區羅斯福路四段 1 號

陳錦田
環境工程研究所
國立臺灣大學
臺北市大安區羅斯福路四段 1 號

陳淨修
空氣保護與噪音管制處
行政院環境保護署
臺北市中正區中華路一段41號

方淑慧
空氣保護與噪音管制處
行政院環境保護署
臺北市中正區中華路一段41號

張瑞明
農業化學系
臺灣省農業試驗所
臺中縣霧峰鄉萬豐村中正路189號

陳琳湖
農業化學系
臺灣省農業試驗所
臺中縣霧峰鄉萬豐村中正路189號

謝慶芳
作物環境課
臺灣省臺中區農業改良場
彰化縣田洋村茄苳路一段361巷200號

孫岩章
植物病理系
國立臺灣大學
臺北市大安區羅斯福路四段 1 號

楊居成
植物系
國立中興大學
臺中市南區國光路250號

謝式坪鈺
植物系
國立大興大學
臺中市南區國光路250號

蕭榮福
水土保持局
臺灣省政府農林廳
南投縣中興新村光華路 8 號

呂明長
植物系
國立中興大學
臺中市南區國光路250號

陳雄文
空氣保護與噪音管制處
行政院環境保護署
臺北市中正區中華路一段41號

林茂盛
農業化學系
臺灣省農業試驗所
臺中縣霧峰鄉萬豐村中正路189號

范基南
公害防治系
臺灣省農業藥物毒物試驗所
臺中縣霧峰鄉舊正村光明路11號

康敏捷
農業化學系
國立臺灣大學
臺北市中正區南海路53號

林登秋
集水區經營系
臺灣省林業試驗所
臺北市中正區南海路53號

王明光
農業化學系
國立臺灣大學
臺北市大安區羅斯福路四段 1 號

金恆鑣
集水區經營系
臺灣省林業試驗所
臺北市中正區南海路53號

林能暉
大氣物理研究所
國立中央大學
桃園縣中壢市五權里三鄰38號

高碩廷
植物系
國立中興大學
臺中市南區國光路250號

蕭淑芬
植物系
國立中興大學
臺中市南區國光路250號

黃山內
臺灣省農業試驗所
臺中縣霧峰鄉萬豐村中正路189號

柳中明
大氣科學系
國立臺灣大學
臺北市大安區羅斯福路四段 1 號

黃清勇
大氣物理研究所
國立中央大學
桃園縣中壢市五權里三鄰38號

陳景森
大氣物理研究所
國立中央大學
桃園縣中壢市五權里三鄰38號

陳莫嵐
大氣物理研究所
國立中央大學
桃園縣中壢市五權里三鄰38號

莊秉潔
環境工程研究所
國立中興大學
臺中市南區國光路250號

臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會議程

Workshop on Effects of Air Pollution and Agrometeorology on Crop Production in Taiwan

地　　點：臺灣省農業試驗所國際會議廳
時　　間：八十二年三月十八～十九日(週四至週五)為期兩天
主辦單位：行政院環保署、行政院農委會及臺灣省政府農林廳
執行單位：中華農業氣象學會及臺灣省農業試驗所

八十二年三月十八日(週四)

0800-0830	報到(國際會議廳)	
0830-0900	大會	
0900-0910	團體照像	
0910-0950	專題演講(一)	
	氣象因素對污染物傳送及其對作物集團之影響	楊之遠(環保署)
0950-1010	休息	
1010-1050	專題演講(二)	
	空氣污染對永續性農業之影響	周昌弘(中研院)

主題一：空氣污染現況、防治及防制策略
主持人：陳雄文　處長(環保署)、鄭福田　教授(臺大)

1050-1110	臺灣南部空氣污染類型及農作物污染防治	林正忠(農試所)
1110-1130	Gas-phase Removal of SO_2 and NO with Dielectric Barrier Discharges	張木彬(中　大)
1130-1150	北桃沿海地區防風林及稻作損害之文獻回顧及系統分析方法	鄭福田(臺　大)
1150-1210	臺灣地區酸雨現況及防制對策	陳淨修(環保署)
1210-1230	臺灣地區空氣品質及防制策略之研析	方淑慧(環保署)
1230-1240	討論(主題一)	
1240-1330	午餐	

主題二：空氣污染對作物影響診斷與分類
主持人：顏仁德　主任(農林廳)、杜金池　所長(農試所)

1330-1350	空氣污染物為害農作物之徵狀診斷	林茂盛(農試所)
1350-1410	植物對氟化物、硫氧化物及氧化物之反應	謝慶芳(臺中場)
1410-1430	植物表面燃油火力電廠黑煙微粒之顯微鏡鑑定	孫岩章(臺　大)

1430-1450	二氧化硫及氮氧化物對農作物爲害病徵及產量影響	楊居成(興　大)
1450-1500	討論(主題二)	
1500-1520	休息	

主題三：空氣污染源對農田與作物之影響

主持人：王銀波　主任(興大)、黃明耀　組長(農委會)

1520-1540	農作物對二氧化硫之忍受性	謝式坢鈺(興大)
1540-1600	臺灣地區過氧硝酸乙醯酯污染物對萵苣之影響	孫岩章(臺　大)
1600-1620	空氣中固體污染物對作物之影響	范基南(農藥所)
1620-1640	模擬酸雨對臺灣中部極育土陽離子淋溶的影響	金恆鑣(林試所)
1640-1700	森林區酸沉降的估算	林能暉(中　大)
1700-1710	討論(主題三)	

八十二年三月十九日(週五)

主題四：氣象因子對空氣污染之影響

主持人：張隆男　教授(中大)、朱鈞　教授(臺大)

0830-0850	水田土壤甲烷之產生與逸釋	黃山內(農試所)
0850-0910	臺灣的臭氧化污染分析	柳中明(臺　大)
0910-0930	臺灣北部放射性污染物擴散之數値	黃清勇(中　大)
0930-0950	穩定大氣下北臺灣的輻合場	陳景森(中　大)
0950-1010	擴散係數對臺北都會懸浮塵微粒濃度之影響	莊秉潔(興　大)
1010-1020	討論(主題四)	
1020-1120	綜合討論	

主　持　人：陳雄文　處長(環保署)

協同主持人：黃明耀　組長(農委會)

顏仁德　主任(農林廳)

杜金池　所長(農試所)

1120-1200　午餐

1200-1700　參觀

1.臺灣省臺中區農業改良場空氣污染標示植物園區

2.彰化地區空氣污染源對農田影響現況

3.行政院環境保護署所屬空氣品質監測站

目　　錄

		頁次
臺灣省政府農林廳邱廳長序言		iii
行政院環境保護署空氣品質保護與噪音管制處陳處長致詞		iv
行政院農業委員會綜合企劃處黃副處長致詞		v
亞洲農業技術服務中心黃主任致詞		vi
臺灣省農業試驗所杜所長歡迎詞		vii
作者		viii
研討會議程		x
氣象因素對污染物傳送及其對作物集團之影響	楊之遠	1
空氣污染對永續性農業之影響	周昌弘	13
臺灣南部空氣污染類型及農作物污染防治	林正忠	27
Gas-phase Removal of SO_2 and NO with Dielectric Barrier Discharges	張木彬	36
北桃沿海地區防風林及稻作損害之文獻回顧及系統分析方法	鄭福田 陳錦煌	49
臺灣地區酸雨現況及防制對策	陳淨修	70
臺灣地區空氣品質及防制策略之研析	方淑慧 陳雄文	80
空氣污染物爲害農作物之徵狀診斷	林茂盛 張瑞明 陳琳湖	106
植物對氟化物、硫氧化物及氯化物之反應	謝慶芳	117
植物表面燃油火力電廠黑煙微粒之顯微鏡鑑定	孫岩章	136
二氧化硫及氮氧化物對農作物爲害病徵及產量影響	楊居成 謝式坪鈺	148
農作物對二氧化硫之忍受性	蕭榮福 謝式坪鈺 呂明長 高碩廷 蕭淑芬	163
臺灣地區過氧硝酸乙醯酯污染物對萵苣之影響	孫岩章	193
空氣中固體污染物對作物之影響	范基南	211

模擬酸雨對臺灣中部極育土陽離子淋溶的影響	康 敏 捷 林 登 秋 王 明 光 金 恆 鑣	227
森林區酸沉降的估算	林 能 暉	242
水田土壤甲烷之產生與逸釋	黃 山 內	251
臺灣的臭氧化污染分析	柳 中 明	261
臺灣北部放射性污染物擴散之數值	黃 清 勇	276
穩定大氣下北臺灣的輻合場	陳 景 森 陳 莫 嵐	288
擴散係數對臺北都會懸浮塵微粒濃度之影響	莊 秉 潔	298
編後語		313
研討會籌備委員會及主要工作人員		314

CONTENTS

Foreword iii

Dr. M.Y. Chiu

Opening Address

Dr. Hsiung-Wen Chen iv

Dr. Chin-Rong Huang v

Mr. Cheng Hwa Huang vi

Welcome Address vii

Dr. Chin-Chyu Tu

Contributors viii

Program of Workshop x

Influences of Meteorological Factors on Pollutant Transport and Plant Community 1

Dr. Chea-Yuan Yorng

Effects of Air Pollution on Sustaninable Agriculture 13

Dr. Chang-Hung Chou

Air Pollutiond Patterns in Southern Taiwan and Pollution Chemical Control on Crops 27

Dr. Cheng-Chung Lin

Gas-phase Removal of SO_2 and NO with Dielectric Barrier Discharges 36

Dr. Moo Been Chang

Literature Review and Methods of System Analysis to the Damages of Windbreak Vegetation and Rice Crop in the Coastal Areas of Taipei and Taoyuan Counties 49

Mr. Jim-Huang Chen and Dr. Fu-Teng Jeng

Acid Rain Status and Control Strategy in Taiwan Area 70

Dr. Jinh-Shiou Chen

Analysis of Air Quality and Air Pollution Control Strategy in Taiwan Area 80

Ms. Shu-Hwei Fang and Dr. Hsiung-Wen Chen

Symptoms Diagnosis of Air Pollution Injury to Vegetation 106

Mr. Maw-Sheng Lin , Jui-Ming Chang and Lin-Hu Chen

Responses of Plants to the Pollutants of Fluorides, Sulfur Oxides and Chlorides 117

Mr. Ching-Fang Hsieh

Microscopic Identification and EDX Analysis of Smoke Particles Deposited on Vegetation Surface Originated from an Oil-fired Power Plant 136

Dr. En-Jang Sun

Effect of Sulfur Dioxide and Nitrogen Oxide on Symptoms and Products of Agronomic Crops 108

Dr. Jiu-Sherng Yang and Dr. Shih-Pan-Yu Hsieh

Tolerance of Some Field Crops to Sulfur Dioxide 163

Mr. John-Fu Shiau, Dr. Shih-Pan-Yu Hsieh, Mr. Ming-Chang Leu, Mr. Shih-Ting Kao and Ms. Shu-Fen Shiau

Effects of Peroxyacetyl Nitrate on Lettuce Plants in Taiwan 193

Dr. En-Jang Sun

Effect of Particulate Matter in Air on Plant Growth 211

Dr. Chi-Nan Fan

The Effects of Simulated Acid Rain on Cation Leaching of an Ultisol in Central Taiwan 227

Mr. M.H. Kang, Mr. T.C. Lin, Dr. M.K. Wang and Dr. H.B. King

Estimates of Acidic Deposition on Forest Areas 242

Dr. N.-H. Lin

Methane Productions in and Emission from Paddy Soils 251

Dr. Shan Ney Huang

An Analysis of the Ozone Pollution in Taiwan 261

Dr. Chung-Ming Liu

Numerical Simulation of Radioactive Pollutant Dispersion over Nothern Taiwan : A Winter Case Study 276

Dr. Ching-Yuang Huang

The Convergence Field in in Nothern Taiwan under Stable Environment 288

Dr. Ching-Sen Chen and Mr. M.L. Chen

Surface Layer Eddy Diffusivity Gradient and Taipei Metropolitan PM10 Concentration 298

Dr. Ben-Jei Tsuang

Editors' Words 313

Preparatory Committee and Co-workers 314

氣象因素對污染物傳送及農作物集團之影響

Influences of Meteorological Factors on Pollutant Transport and Plant Community

楊 之 遠
Yorng Chea-Yuan

行政院環境保護署
Bureau of Air Quality Protection and Noise Control
Enviromental Protection Administration

摘　要

往昔，氣象學在傳統的應用上常侷限於天氣預報，尤其惡劣天氣的預報以減少作物之受害。然事實上，作物除受短暫惡劣天氣之危害外，長期不良空氣品質之氣象因素作用下導致之損害更爲作物損害常見的類型之一，因此如何加强氣象學在空氣品質及作物受害領域上的研究亟有必要。

本文擬從氣象學對空氣污染物之影響至其對作物之影響及防範作一概要說明，期能集思廣義，喚起大家對此問題之關切，共同爲保護我國的農業及維護環境品質而努力。

關鍵詞：輸送、滯留高壓、協和作用、作物群落

ABSTRACT

The application of meteorology was limited to weather forecasting in the past years, especially the forecasting of severe weather to decrease the disease of crops. In fact, the disease of crops is not only due to the effect of the short-period severe weather, but also the long-period air pollution. Hence, it is necessary to intensify the research of agricultural meteorology on the air quality and crops disease.

The article made a description of the influences of meteorological factors on air pollutants and crop growth and brought up concerns of every sector and made every effort to protect native agriculture and environmental quality.

Key words: Transport, stagnant high, synergism, plant canopy.

前　　言

四十年來，台灣在經濟掛帥的政策領導和全體人民胼手胝足地辛勤努力下，終於成功地跳脫往昔以農產品出口爲主的經濟型態，邁入工商發達的已開發國家之林。當國人創造出令世人震驚的台灣經濟奇蹟，享受著巨額外匯存底成果的同時，殊不知，在工業化的急速發展過程中，台灣的生態環境正面臨盲目開發所招致的浩劫，而農業在重工輕農的政策導向及社會轉型的巨大衝擊下，亦不能倖免於難。

空氣污染對農業影響之現況分析

台灣地區地狹人稠，隨著工商業的發展，農業的可耕用地正逐漸因工業區、商業區、住宅區之擴張而縮小，甚至在農業區中亦有工廠林立。根據環保署空保處列管之固定污染源資料顯示，台灣地區位於農業區內之工廠共有二百七十三家，其於各縣市分佈的情形見圖1。

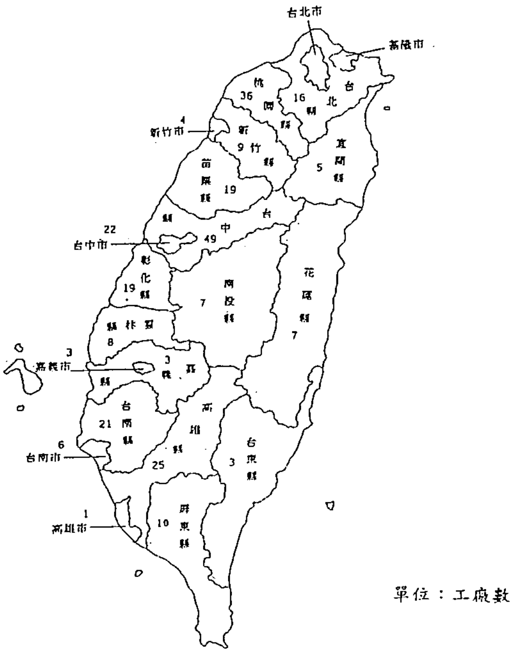


圖1　環保署擴大列管固定空氣污染源位於農業區內工廠分布

由此圖可見台中縣、桃園縣、高雄縣等三縣有較多之工廠分佈於農業區內，而工廠排放廢氣產生空氣污染，勢必會對作物造成嚴重之影響，導致農業的損害。

由環保署七十七年至八十年公害糾紛個案列管追蹤及處理情形年報顯示：近四年來，國內造成農業公害糾紛之空氣污染案例計有十九件，其中較重大之案例可見表1。

表1　造成農業公害之空氣污染重大案例

污染案例發生期間	污染源名稱	地點	受害作物	受害原因	受害情形
78～79	林口火力發電廠	桃園	稻米、防風林	1.東北季風 2.颱風 3.地形 4.鹽沫 5.防風林砍伐 6.空氣污染	影響稻米生長、防風林損壞
78.12.22	永豐條紙漿廠	台東	果樹	紙廠排放廢氣	影響果樹收成
79.5.21	仁大工業區	高雄縣	棗子、番石榴	石化業長期空氣污染及酸雨	棗子、番石榴落果達數十公頃果園，受害人數達二百餘人。
80.6.9	高雄硫酸錏廠	高雄市前鎮區	蔬菜	二氧化硫溢散	鄰近菜園出現枯委現象
81.12.5	協和發電廠	台北縣萬里鄉	花卉作物果菜	電廠排放黑煙	萬里鄉農業課的調查報告指出，農作物栽培面積及年產量損失是：綠竹十公頃年產四十二公噸，蓮霧六百顆年產二十七公噸，甘藷五〇公頃年產七十五公噸，蔬菜類十公頃年產一〇〇公噸等，萬里鄉農耕面積生產每年損失二〇億元。

由污染案例發生之地點與污染源位置之調查顯示，污染源之位置或有位於農業區內，但大部分案例，污染源乃位於鄰近農業地帶之工業區中。因此空氣污染物如何在綜觀天氣系統或局部環流影響下，透過傳輸、擴散、轉化等過程，沉降至作物表面，將是農業氣象學家所急欲探討之課題。

氣象因素對空氣污染物傳送之影響

空氣污染物自排放源口如工廠煙囪、交通工具等排放至大氣中，即受到錯綜複雜的氣象

因素所控制。大體而言，欲明瞭空氣污染物於一地的傳輸、擴散情形，基本上，除了需了解當地的氣候類型外，掌握當地綜觀天氣系統及局部環流之變化亦不可或缺。基於氣象機制之複雜性，吾人將從大尺度、中尺度及小（微）尺度三方面來探討氣象因素對空氣污染物傳送之影響。

㈠大尺度：

台灣地區，由於正位於亞洲大陸與海洋的交接地帶，盛行季風明顯，且北部為大陸冷高壓南緣，西為太平洋高壓勢力西端，因而天氣系統甚為複雜。一般而言，當低壓或鋒面系流多伴隨降水，强風等較不穩定的天氣型態，較利於污染物於大氣中擴散、移除（如圖2、表2）。反之，當台灣地區處於高壓系之輻散區中（如圖3），穩定無風的天氣型態，將使污染物滯留於大氣中，若再伴隨輻射逆溫或沉降逆溫的情況發生，污染物之傳輸或擴散將更形困難，將使空氣品質急劇劣化，達到危害作物的臨界。

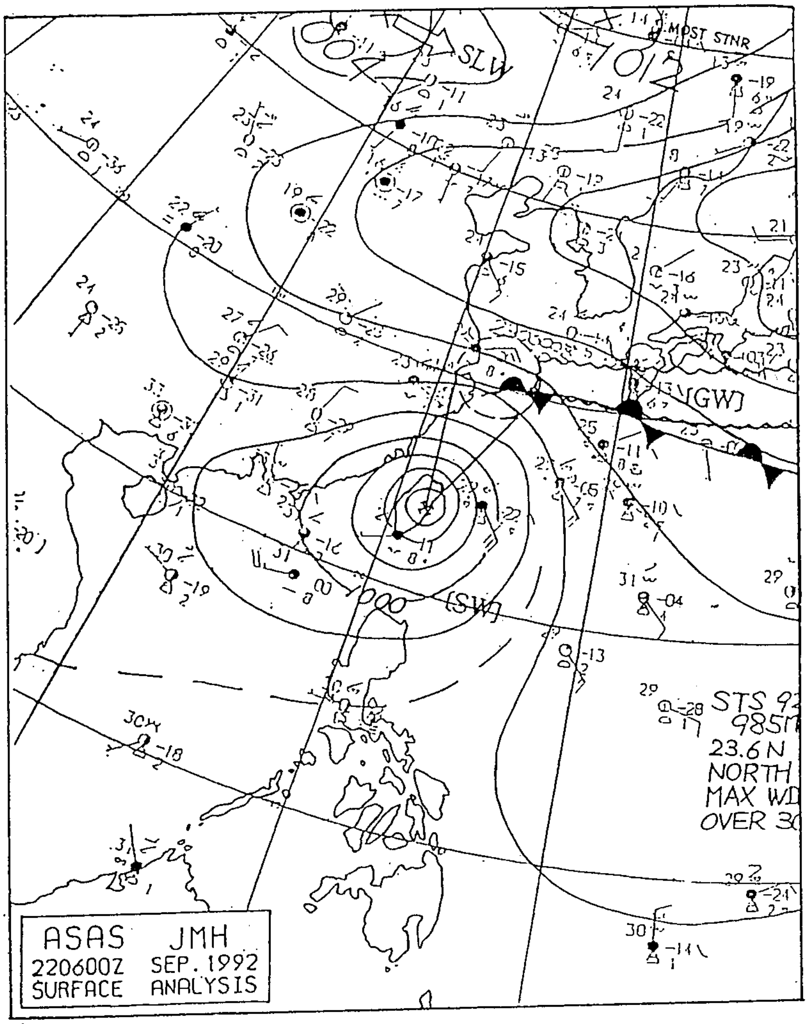


圖2　低壓系統（泰德颱風）影響台灣地區空氣品質個案

表2 泰德颱風影響台灣地區期間(9/19～9/23)大台北、大高雄地區空氣品質變化

PM10濃度($\mu g/m^3$)	大台北地區平均濃度	PSI	大高雄地區平均濃度	PSI
9/19	79	64	124	87
9/20	80	65	162	106
9/21	42	42	162	106
** 9/22	52	51	111	81
9/23	76	63	79	65
9/24	108	79	98	74

註：** 颱風登陸台灣日期

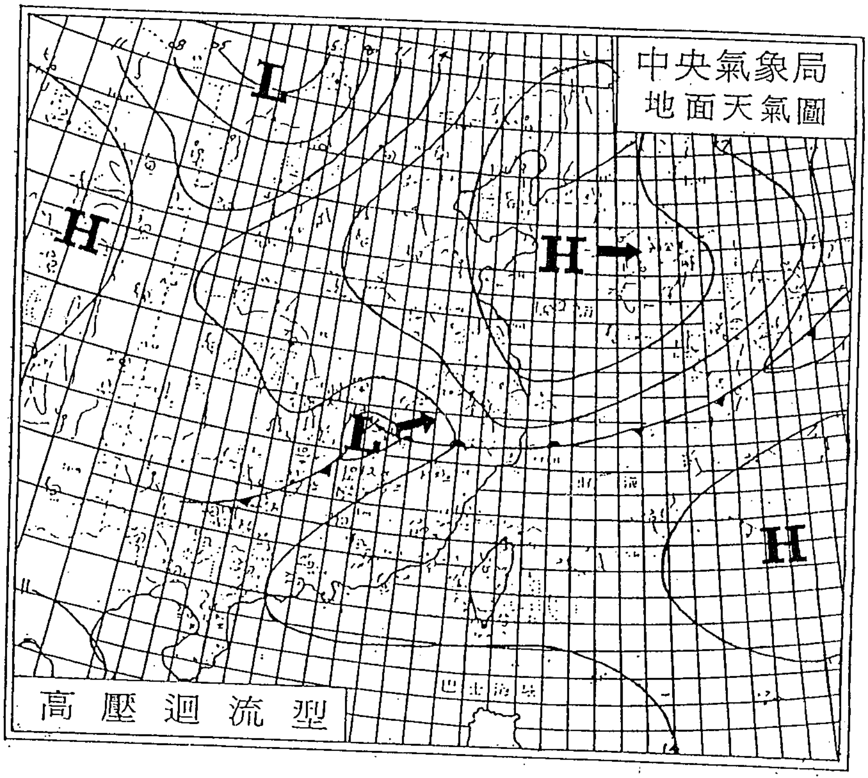


圖3　高壓系統影響台灣地區空氣品質個案
(0800 LST, 民國74年3月26日)

㈡中尺度：

台灣為一多山的島嶼，因此濱海地區及山地在綜觀天氣系統微弱時，海陸風環流及山谷風環流將分別主宰其天氣型態。由於濱海地區，常為重大工業區設置的地點，當海風吹拂時，濱海工業區之空氣污染物質將隨之往內陸傳送，除了將造成內陸地區之污染濃度升高外，鄰近農業區之作物生長亦可能因此空氣污染或海風中之鹽沫影響而受害，如林口電廠與北桃地區之公害糾紛即為一例。此外，大氣邊界層中溫度的垂直結構分布，亦是影響空氣污染物及煙流擴散的重要因素（見圖4）。

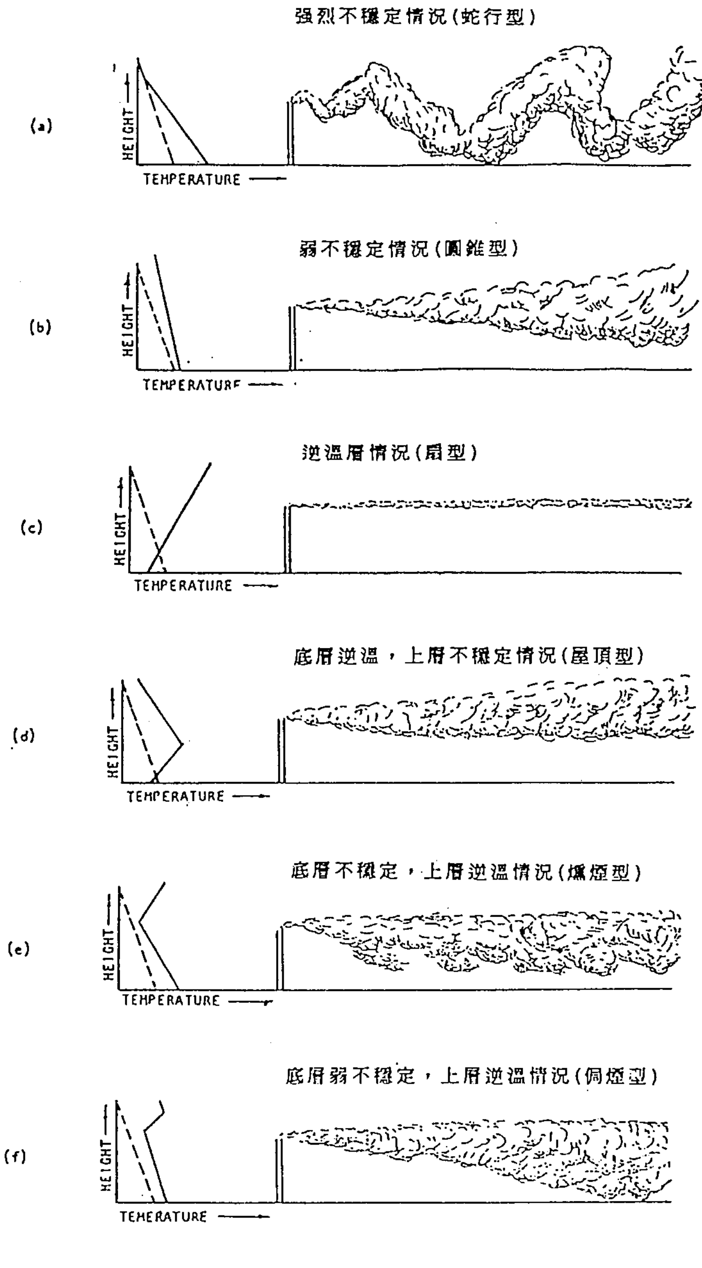


圖4　不同溫度垂直結構影響煙流擴散型態（虛線爲乾絕熱直減率）

當邊界層中有逆溫層存在時，逆溫穩定的溫度結構，將使其下層的污染物無法做有效的垂直擴散，造成空氣品質劣化的情形發生。

㈢小（微）尺度：

除了上述綜觀尺度、中尺度等天氣型態會對空氣污染物之傳送、擴散造成影響外，在微尺度方面空氣污染物如何因重力沉澱、碰撞、攔截、布朗運動等微氣象因素沉積、附著於植

物表面，過去一直罕有相關之研究提出。近年來，由於空氣污染物對作物之危害日益嚴重，因此，這些攸關農業之微氣象機制乃日益獲得農業氣象及環保學家之重視，以下吾人將對這些機制作一簡要的描述：

⑴重力沉澱：

當大氣之慣性力和黏滯力之比值Reynold number值甚小時，即此時大氣之黏滯效應甚爲顯著，則空氣污染物微粒於大氣中所受之牽曳力可依Stokes' Law表爲：

$$\text{Drag} = 3\pi \rho_0 \nu\, \text{dpu}$$

其中 ρ_0：空氣密度(g/cm^3)

ν：空氣之動摩擦係數(cm^2/s)

dp：球狀微粒之直徑

u：微粒相對於空氣之速度(cm/s)

當微粒在牽曳力、重力、浮力之作用下達成平衡時，可寫爲：

$1/6\,\pi\, dp^3(\rho - \rho_0)g = 3\pi \rho_0 \nu\, dpVs$, ρ：微粒密度

則可得微粒之終端速度(Vs)

$$Vs = \frac{dp^2 g}{18\nu} \frac{(\rho - \rho_0)}{\rho_0}$$

因爲$\rho_0 << \rho$

則終端速度 $$Vs = \frac{dp^2 g}{18\nu} \frac{\rho}{\rho_0}$$

當空氣污染物微粒因重力沈澱而沈降於植物體表面，其沈降之終端速度與粒子大小及密度成正比，與風速無關。

⑵碰撞：

粒子對植物體表面之碰撞效率由Fuchs(1964)及May and Clifford(1967)之實驗可求出爲三個參數之函數，其分別爲

(A)Stokes' number (K)：

$K = \frac{S}{L}$，其中 $S = Vs\, u/g$，爲初速u之粒子在停止前所走之距離

L ＝阻礙物之有效直徑

(B)流體之Reynold number(Re)：

$Re = uL/\nu$

(C)粒子與阻礙物之大小比：dP/L

由圖5可見粒子之撞擊效率與Stokes' number成正比；

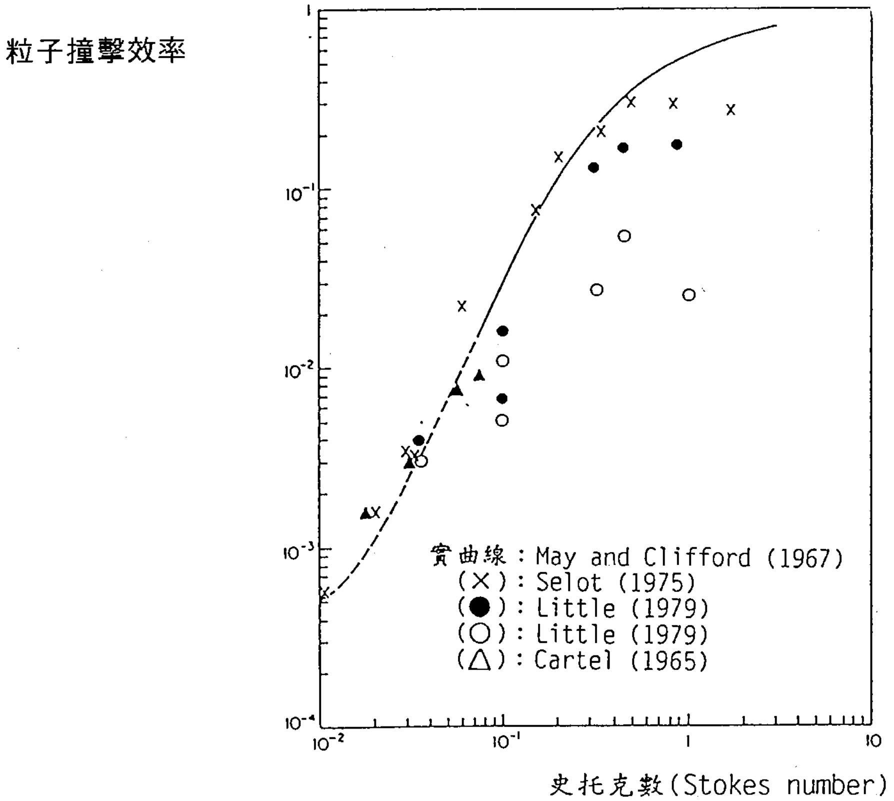


圖5　史托克數(stokes' number)與粒子撞擊效率之關係

由圖6可見粒子撞擊效率隨風速增大而增加，而dP/L比值愈大，粒子撞擊效率亦愈大。

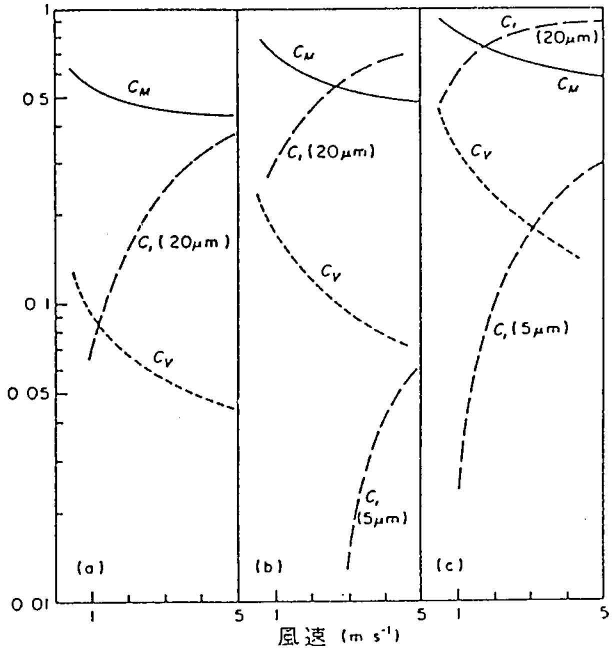


圖6　May and Clifford (1967)分別就(a)10mm，(b)3mm，(c)1mm 直徑圓柱所作之水平風速與動量傳輸係數(Cm)、水汽傳輸係數(Cv)及粒子撞擊效率(Ci)之關係

註：微粒於植物表面之撞擊效率(Ci)

Ci＝與植物表面碰撞之微粒個數／通過垂直風向之單位截面上的微粒數

微粒於植物表面之捕獲效率(Cp)

Cp＝被植物表面捕獲之微粒個數／通過垂直風向之單位截面上的微粒數

微粒於植物表面之沈積速度(Ug)

Ug＝風速(u)×捕獲效率(Cp)

⑶攔截：

Tauber(1967)研究在不同植物表面上花粉粒的自然沈積發現，具有茸毛結構的柳樹細枝表面上有40,000個顆粒，但在平滑的樺樹細枝上則只有數百個顆粒。可見植物對顆粒的攔截，在具有茸毛結構的植物表面上有相當顯著的效應。

White and Turner(1970)則利用含鹽小滴於樗、橡、樺、榛等植物之上風處噴灑 卻發現相反的結果（見表3）。

表3　植物細枝及葉面對含鹽小滴之捕獲效率(Cp)

植物種	葉	細枝平均直徑(mm)			
		0.6	3.6	5.8	10.0
樗	0.034	0.064	0.027	0.027	0.008
橡	0.016	0.17	0.019	0.019	0.00
樺	0.032	0.063	0.133	0.028	0.052
榛	0.010	0.061	0.002	0.014	0.002
	平均	0.090	0.045	0.022	0.015

由此實驗發現，兩面都有茸毛的榛葉表面，其對含鹽小滴的捕獲率最差。

由以上實驗結果發現，對乾燥的粒子而言，植物表面的茸毛結構，似乎可緩衝粒子碰撞的彈出，增加植物表面對粒子的捕獲率，反之，對液滴的捕獲則不然。

⑷布朗運動：

對於相當微小之粒子（小於1μm），如汽機車排放之鉛粒子，工業煙霧等，粒子以類似分子擴散方式之布朗運動沈積於植物表面。

由圖7可見，粒子之沈積速度與摩擦速度成正比。當粒子之直徑大於1μm，粒子之沈積速度會隨粒徑增加而增加。而粒子直徑小於10μm，其沈積速度有陡降之勢，此乃因粒子撞擊效率減少。但當粒子直徑小於1μm時，沈積速度會隨粒子直徑減小而增加，此即是因布朗運動之作用。

根據實驗的結果顯示，大氣中粒子主要的沈降方式與粒子之大小有關，對於較大的粒子，沈澱、碰撞均是主要的沈降方式，而對於非常小的粒子（粒子直徑小於1μm），其沈降方式則以布朗運動為主（見表4）。

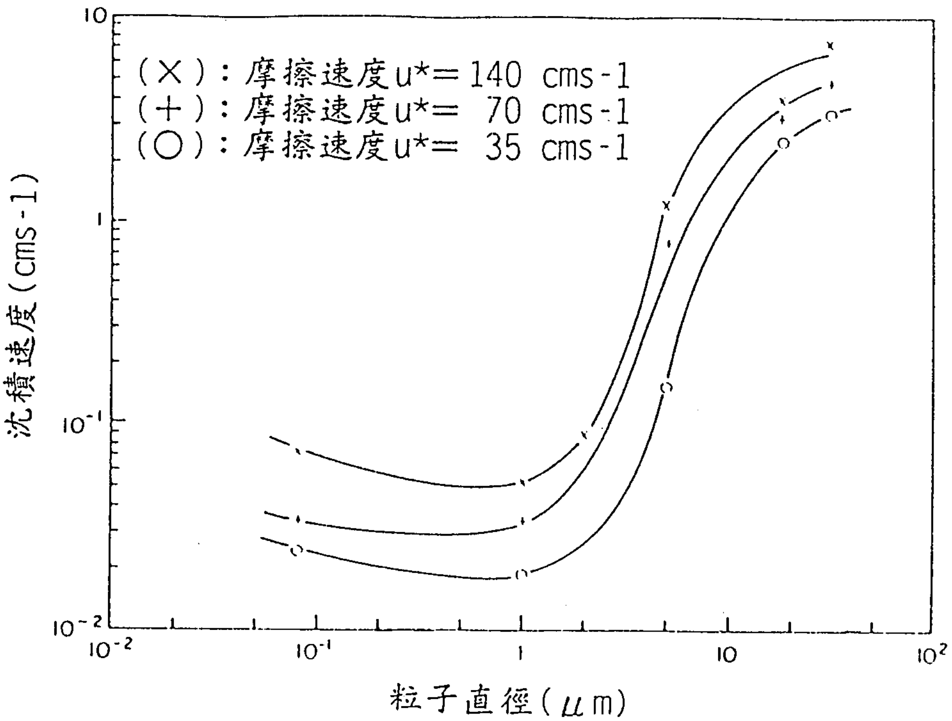


圖7 粒子之直徑和摩擦速度與粒子沈積速度間之關係

表4 大氣中的粒子及其主要沈降方式

粒子	直徑範圍 (μm)	主要之沈降方式 (其他非在雨中者)
土壤及路塵	10 至100	沈澱
孢子及花粉	5 至 50	沈澱、碰撞
飛灰	1 至 20	沈澱、碰撞
細菌	1 至 10	不確定
海鹽晶核	0.5 至 5	碰撞、沈澱
硫酸銨	0.1 至 1	不確定
來自路上車輪的鉛	0.04至 1	布朗擴散
柴油及當地的煙	0.01至 1	布朗擴散

由於風速，溼度等氣象因素對植物體捕獲微粒與否有深刻的影響。如植物或微粒表面具有黏性或潮濕時，則可捕獲大部分撞擊粒子（不使彈出、吹出）；且當風速增强時，其捕獲效率愈强，故在海岸附近，若大氣中之含鹽小滴納入含硫、氟氧化物之污染物質，並以高效率沈積於作物表面，則對此作物將造成非常嚴重之傷害，尤其有平流霧發生時，情形將更甚之。

氣象學在減低之作物損害之應用

台灣地區，冬夏兩季天氣分受大陸冷高壓及太平洋副熱帶高壓主宰，再加上南北地理差異及地形分布，遂而導致各地區氣象因素及空氣污染濃度分布的不同，對於作物生長及受損之影響亦有差別，如何透過氣象學家和農藝學家之共同努力及研究，而使作物受害降低爲一重要課題。

基於氣候統計和區域之地理特徵等氣象上之知識，將可成功地選擇理想的工廠設置位置，使其污染對農業之影響降至最低並利用氣象因素的選擇而增加農業產量。配合空氣品質劣化情況之氣象預報如不良之擴散條件或有利於污染物向下傳輸至作物群落(plant canopy)等狀況發生時，採取適當之預防措施如早獲、植被、噴灑等措施，均可降低危害損害。此外，氣象預報對減低空氣污染對作物損害之幫助，並不只著重於氣象上的準確性，更重要的是可提供充分的預警，以使預防對策適時採用。農藝學家亦可利用非氣象之方式來減低污染對作物之損害如選擇適當的栽培法或培育抗污染性高的品種，而培育抗污染性高之品種，爲一長期但有用之工作。

簡言之，氣象在減低作物遭受空氣污染爲害之應用可分爲下列四點：

1. 作物受害之預防。
2. 作物栽培區域及工廠位置之選擇。
3. 作物受害範圍、原因分析之診斷。
4. 作物受害污染源之追蹤及鑑定。

結　　論

由於空氣污染導致作物損失之問題牽涉甚廣，包括生理學、生物學、化學等多學科之範圍，除非能透過各學科科技交流之途徑，累積各學科之理論與實際上之交流合作，如此，才能在此方面有長足的進步。目前，國內尙乏其他領域的專家學者對空氣污染導致作物損害問題之研究，尤其氣象學理在此方面的應用。

氣象學在空氣污染物輸送、擴散及作物受害方面的分析常扮演極爲關鍵的角色，雖然目前氣象學者在此領域貢獻不多，但是無庸置疑，氣象在此方面的重要性不容忽視，這也是本文撰寫之目的，期能抛磚引玉，讓大家了解、正視氣象在作物受害領域的重要性，並加以研究探討。

引用文獻

陳淨修，1987：空氣品質管理－預測與評估。

Air Pollution Control Association. 1968. Annotated Bibliography of Air Pollution Meteorology,

APCA TA-8, Meteorogical Committee Informative Report No.2, J. Air Pollution Control Association.

Benedict, H. M., C. J. Miller and R. E. Olson. 1971. Economic Impact of Air Polloutant on Plants in the U.S.A., Stanford Research Institute, Menlo Park, Calif.

Carter, M. V. 1965. Ascospore Deposition in Eutypa Armeniacae. Australian Journal of Agriculture Research 16: 825-836.

Chamberlain, A. C. 1935. Aspect of Traval and Deposition of Aerosol and Vapour Clouds. Atomic Energy Research Establishment, Harwell, Report 1261, H.M.S.O., London.

Chamberlain, A.C. and P. Liffle. 1979. Transport and Capture of Particles by Vegetation. Plants and Their Atmospheric Environment. p.147-173.

Fuchs, N. A. 1964. The Mechanics of Aeroslos. Pergamon Press, Oxford.

Geiger, R. 1980. The Climate near the Ground. Revised Edition. p.43-54.

May, K. R. and R. Clifford. 1967. Am. Occup. Hyg. 10: 83-95.

Tauber, H. 1965. Differential Pollen Dispersion and the Interpretation of Pollen Diagrams. Grological Survey of Denmark, Serues II, No. 89, Copenhagen.

White E. J. and F. Turner. 1970. A Method of Estimating Income of Nutrients in Catch of Airborne Particles by a Woodland Canopy. Journal of Applied Ecology 7: 441-461.

Win-Nielson, A. C. 1980. Plant Injury from Air Pollution Guide to Agricultural Meteorological Practices. Appendix III, AP III 1-4.

空氣污染對永續性農業之影響
Effects of Air Pollutants on Sustainable Agriculture

周　昌　弘
Chang-Hung Chou

中央研究院植物研究所
Institute of Botany, Academia Sinica, Taipei, Taiwan 115, ROC

前　言

自十九世紀工業革命後，全球工業的急速發展、人口的增加、經濟活動的頻繁，使全球工業污染物不斷地以等比級數的增加。再者，由農業上使用農藥及農業產生的廢物也顯著地增加污染物，導致全球生態上的變化。這些污染物可歸類出空氣污染物、水污染物、固體污染物及核能廢棄污染物。每種污染物都會對人類及其他生物生存造成威脅，並導致全球農業生產力的降低。尤有進者，由於工商業的發達及人類對自然資源無止境的開採利用，如森林的砍伐，石油的燃燒，煤礦的開採利用，在在使其燃燒後的二氧化碳量快速的增加。從1950年代的315 ppm 到1975年時的335 ppm ，二氧化碳雖不是污染物質，但全球二氧化碳的增加，使大氣的溫度隨之升高，造成溫室效應，並導成全球氣候的變遷。氣候的變遷當然會影響到全球農業的生產力。因此，不管空氣、水、固體或核能的污染都造成農業問題。大地中二氧化碳、CFCs、甲烷、NOx、氟化物等，造成全球變遷所導致農業生產力的銳減更不可不慎。因此，全球科學家已焦注於「全球變遷(Global Change)」的研究，以謀改善之道。

進一步的，近代農業畸形發展，為提高生產力大量使用化學肥料及農藥，雖然短時提高了生產力，提高了生產效率，縮短了耕作的時間，但長期單一作物的連作及長期使用化肥農藥的結果，亦致使土壤物理化學性狀的改變，致土壤變酸或變鹼，終致土壤肥力日漸衰退。尤有甚者，土壤中的微生物漸被消滅而致生態失衡。如此，肥沃的良田不復存在，地下的水資源被污染，大地漸失生機，最終必導致生物的滅絕及人類生存受到威脅。有鑑於此，全球有識之士遂倡永續農業的理念，其目的是藉大自然相生相剋，互補有無，相互依存的道理以求地球上生命的永續，此生命的永續仍維繫人類永續的生存。因此，永續性的農業亦成為

當今農業上的重要研究方向，也值得學者們去研究。因篇幅有限，不能廣泛論及上述所有污染與農業的問題，因此本文就空氣污染與永續性農業的相關問題提出例証，藉拋磚引玉之功，以就教學者專家。

ABSTSTRACT

Air pollutants are any gases or particulates in the atmosphere that cause discomfort for living organisms, or even their injury or death. Most common air pollutants, such as SO_2, O_3, PANs, NO_x, NH_3, ethylene, floride, gaseous heavy metals, and dust, can affect the growth of plants and animals in aquatic and terrestrial ecosystems, resulting in a decrease of productivity or in the extinction of species. The air pollutants mixed with water vapor may form acidic precipitation that will change soil properties and reduce water pH; consequently both forest and marine ecosystems are deteriorated. The change of hydrological cycle will lead to climatic changes that further influence the flora and fauna of the biosphere. All of the changes will result in the destruction of sustainable agriculture, and eventually threaten the survival of living organisms including humankind.

空氣污染物的產生及對農作物的傷害

空氣污染(Air pollution) 係存在於大氣中，一種或多種的物質對生物的生存構成傷害，或生活上造成不舒適，此物質謂之空氣污染物 (air pollutant) 可包括煙霧、氣體、臭味、或蒸氣及懸浮的粒子，如塵埃、固體、微粒子等。在這些毒物質中，由於產生方式的不同而可分二大類：即氣體及固體，氣體可以隨風及大氣環流而散佈各地造成對全世球的植被、漁類、及土壤的變化，導致傷害，而固體的傷害範圍較小可能僅限於工業區及其周遭，氣體的污染物如臭氧(O_3)、一氧化碳、二氧化硫、PANs、二氧化氮、氟化物、乙烯及氯化物等。另外，一些重金屬工廠的廢氣中含Cu、Zn及Pb。而固體的污染物是石灰窟及水泥廠等排放出大量的塵埃。其中如SO_2、NOx、CO_2等都會造成酸雨(Acid Precipitation)而降落地面危害植物，包括森林及農作物，改變土壤的酸鹼值，改變湖泊及海洋的水質，進而造成對水生及陸域生態環境的變化，致植物及其他生物造成傷害。現依周(1978)改寫分別就各種氣體造成之傷害敘述如后：

一、由光化學反應產生的空氣污染物

在空氣中含有許多氮氫化合物及一些未飽和的氮氫化合物，尤其在濃閉的森林裡也含多量氮、氫化合物，這些化合物暴露在陽光下產生一連串的化學反應而產生PANs即Peroxypropionyl nitrate, peroxybutyl nitrate，及peroxyacetyl nitrate，此總稱PANs。另外由terpenoids（松烯類化合物）與氮化合物作用後亦產生PAN。此外，NOx 曝露於陽光

時吸收紫外光經光化學反應產生臭氧(O_3)及主要的氧化物。當然，臭氧及PANs的另一主要來源則是工業煙囪及汽車的排放物。

$$\text{Olefin} + 1/2\ O_2 \xrightarrow{\text{光}} R + R'O$$

Olefin：烯系烴，汽車排氣中之碳氫化合物

$$R + O_2 \longrightarrow R-O-O$$

R, R O：有機性自由機

$$R-O-O + NO_2 \longrightarrow R-O_2-NO_2$$

一九四四年美國洛杉機市首先發現空氣中所含的氣體會傷害植物生長，一九五八年科學家証實煙霧(smog)裡，主要的污染物爲臭氧，它來自汽車及工廠的排放物。

㈠臭氧對植物的傷害

臭氧對植物常造成極大的傷害，其特徵是引起植物葉部無數的小斑點，剛開始時呈黑色小斑點，隔廿四小時後，小黑色斑點變淡，再經數天後則變白。對四季豆言，在上表葉上呈現黑色斑點而後整片葉子呈漂白狀。其他植物的葉子曝露於臭氧時均呈同樣的傷害。

臭氧之傷害植物葉子主要是由於柵狀組織被破壞，其組織內的葉綠體聚合並累積於細胞兩端或中央。緊接著，細胞壁開始潰爛，而葉綠體最後形成凍膠狀。色素破壞致使細胞損壞，並呈紅棕色狀。木本植物的葉子曝露於臭氧時，葉上呈紅棕色斑點並產生新的色素，當柵狀組織被傷害時，非連續性的孔洞產生。

在辛辛那地的美國國立空氣污染控制中心，曾做了臭氧對煙草Bel W3種及對四季豆的實驗而發現，該植物曝露於中午時受害最大，有63-60%的傷害。不同濃度的臭氧及曝露時間對煙葉下表面之傷害情形不一。其結果指出濃度雖在3. 5 pphm但葉子若曝露於此濃度8 小時則就會有56% 的傷害。濃度愈高在9 pphm時，曝露的時間雖較短(4小時)亦得到45% 的傷害。另外再用四季豆做材料，將它曝露於相同的臭氧濃度，溫度不變，但照射光量不同，則在2900 ft-c(燭光) 之光照下得89% 的傷害，在1800燭光時爲73%傷害，100燭光時10% 傷害而對照在暗時則僅2%傷害。

由上實驗數據顯示，植物曝露於含臭氧的環境下的反應，因環境之條件而有改變。不同的光照度、溼度、時間、溫度及營養條件均會對傷害有所影響。

㈡ PANs對植物的傷害

PAN 對許多植物的幼苗及幼嫩的葉子有極大的毒害作用。但PAN對溫度不穩定，在90℃時就起變化。可以看到的傷害是葉子呈黃銅色斑，銀白色帶，及雪白色帶，因此有人稱受PAN 危害的植物是"Silver leaf symptom "（銀色葉斑症）。屬PAN 傷害的植物的葉中海棉細胞及下表皮細胞萎縮，使葉綠體喪失它完整性，經過一些時候或嚴重的曝露於PAN 後，海棉細胞萎縮，細胞質變成淡色或深棕色。其微細構造之變化甚大。

對PAN 曝露的濃度與時間，植物所受的傷害亦不同。四季豆曝露 於0. 8 ppm 30分鐘

後引起嚴重的傷害。另外，在PAN 0.5 ppm 曝露1小時，或0.1 ppm 5 個小時時，同樣引起四季豆及蕃茄的嚴重傷害。但四季豆曝露在0.8 ppm 15 分鐘時，其葉下表面呈銀白色及銅色的傷害，但上表皮仍未發現有傷害之反應。但是無論如何，在0.01 ppm的PAN 曝露6 小時後均能引起植物之傷害。在1 ppm 30分鐘之曝露時雖肉眼看不到四季豆的傷害特徵，但其葉之葉綠體之細胞組織之物理變化已有相當顯著。

光對於PAN 對植物的傷害亦有顯著的影響。曝露於不同光度的植物，其感受PAN 的傷害會有不同，普通在3 小時的光曝下即有反應。另外引起與PAN 相同傷害特徵的空氣污染物也是值得注意的。譬如從汽車排出的廢氣中含有propylene 及nitrogen oxide，這些化合物在溫室的實驗同樣構成對植物的傷害。PAN 與其他氣體如臭氧、1-pentane、3-heptane，一樣構成對植物相同的危害。

二、二氧化氮(NO_2)對植物的傷害

二氧化氮之主要來源是從煤炭、石油、及天然氣的燃燒中釋放出來，有的從電力發電系統中釋放出來。另外在碳、氫化合物的存在下經光化學反應後產生NO_2。NO_2單獨地可以構成對植物的傷害。它的傷害特徵並不規則，有呈白色及棕色的組織崩潰現象，顯而易見的是在葉脈處及葉緣地方。

Taylor氏(1967)研究指出蕃茄曝露於NO_2，2.5 ppm，4 小時後引起顯著的可見特徵。四季豆曝露於NO_2，3 ppm，4-8 小時後引起相同的傷害。

急性的傷害現象可以從蕃茄、四季豆及煙草的幼苗曝露於2.5 ppm的NO_2中發現，傷害特徵呈枯黃、萎凋，此現象與SO_2 及O_3的傷害類似。在25 ppm的NO_2 下幾乎所有的植物群落均會受其傷害。

以煙草爲材料，將它曝露於0.5 ppm 連續的情形下，引起煙草之chlorosis (黃化現象)，並使煙草下部葉子受傷。

三、二氧化硫對植物的傷害

二氧化硫之主要來源亦與NO_2 相同。尤其是石油化學工業的廢氣中含SO_2 最高。

二氧化硫可引起急性及慢性的傷害。其急性傷害特徵是葉子枯黃脫落，從葉脈及葉緣處開始。慢性的傷害是引起葉子呈棕紅色斑點、腫脹，使葉內的物質淋出並呈白色。一般植物曝露於0.3 ppm，8小時後引起傷害。引起植物的傷害常由於空氣中所含的SO_2、H_2SO_4 及少量的SO_2 ，經雨、霧及水氣帶到植物的葉表面上。SO_2 等氣體經工廠排出後散於大氣中並溶於大氣中的水氣使它構成$SO_4^{=}$之强酸。此等氣體對幼嫩植物的葉子最易構傷害。一般言之，葉上有臘質(wax) 的植物不易受SO_2 等的傷害。最近世界各國對空氣中酸性沈降物(acid precipitation) (簡稱酸雨) 特別注意，並於1976年在美國Ohio大學舉行學術研討會，以討論有關沈降酸對於生物的危害。這裡所指的酸雨大概最重要的是SO_2 等。（有關酸雨對森林、農業及土壤的改變在下一節再論及）。

SO_2 引起植物細胞的崩沮並有空洞產生，細胞中的葉綠素被破壞，柵狀細胞層受傷

。由上表皮至下表皮，其危害程度較之上述的污染物爲嚴重。

在台灣有多處地方的植物被SO_2所傷害，其中顯著的是西海岸靠火力發電廠的附近植物受傷害較大。根據張中和、湯清二氏(1975)年調查報告指出，六種植物對SO_2忍受程度依序是毛柿、楓香、台灣赤楊、大葉桃花心木、光臘樹，忍受性最差者爲馬尾松。

四、二氧化硫與臭氧對植物傷害的協成作用(synergistic effect)

當植物曝露於二氧化硫或臭氧時，在其濃度分別低於0.24 ppm及0.03 ppm時，對煙草並不構成危害，但當兩種氣體混合曝露於2小時就會產生協成作用，其煙葉受害程度爲38%。對煙草言，其傷害特徵與臭氧同。曝露時間爲4小時，其協成作用更明顯，其葉部受害程度爲75%。

五、二氧化硫與二氧化氮對植物的協成作用

當煙草(Tobacco Bel W3)分別曝露於2 ppm以下的二氧化氮4小時，煙草並不受傷害。但將兩種氣體混合（0.1 ppm二氧化氮及0.1 ppm二氧化硫），並使煙草曝露於此混合氣體4小時後，則煙草呈現中度的傷害。若將上述三種氣體即SO_2、NO_2及O_2分別在0.05 ppm將它們混合，則煙草對此混合氣體的傷害即爲顯著。

一九六八年科學家在美國的布魯克林(Brooklyn)植物園，紐約的Staten Island，及紐澤西州的Bayonne及Rosselle檢查大氣中的污染物而發現，該地區的臭氧濃度並未達到污染傷害煙草的程度，但檢驗該地區的空氣中含SO_2的污染物（SO_2之濃度亦在傷害的程度以下）。然而煙草對該地區的混合氣體卻有顯著的傷害影響，此顯示是氣體之協成作用所致。故微量的污染源雖分別不能構成植物之傷害，但當混合後將會有顯著的傷害效果。

另外的研究指出在有露、霧或小雨時，空氣中含微量的二氧化硫易構成植物之傷害，但微量之SO_2在晴朗乾燥的日子則對植物的危害就不顯著。若大雨時，SO_2易被沖刷，植物反而不受傷害。

六、氟化物對植物之傷害

在0.1 ppb濃度以下氟化物即可對植物構成傷害。氟化物在氣體狀態或固體狀態均能累積在植物葉的表面或裡面，致使葉部受害。氟化物累積到相當高濃度時仍不致被輸送到其他部位。

氟化物對植物的傷害以氣體的形式最爲嚴重，譬如氟化氫及氣體的氟化物容易被吸附在葉的表面。固體的氟化物雖附著在葉的表面，但若沒有被潤溼仍不致構成危害，故小雨、霧或露水最易使氟化物對植物產生傷害現象。

這些氟化物的來源是自肥料廠、水泥廠、陶瓷廠、玻璃廠或礦廠的廢氣中，其中玻璃廠所排放之廢氣中的氟化物較其他類工廠來得嚴重。譬如，在桃園八德鄉玻璃工廠所

排放的氟化物造成當地農作物如水稻、葡萄等嚴重的損失，又在屏東地區，香焦也受氟化物的傷害造成產量銳減。

在靠近氟化物吹出來的下游地區，其植物受害程度較顯著。在田納西州，靠近鋁廠及肥料廠的植物，其葉部的氟到達300 ppm，在另一個情形則氟高達462 ppm，距九英哩處則氟仍達114 ppm。在另一植物群落，如蒙他那州的松樹，其氟高達10,000 ppm。氟化物對植物的傷害最易鑑別，它是在葉尖及葉緣處。科學家曾用劍蘭及水稻做實驗，而發現傷害至為明顯，均由葉尖開始，檢測氟在葉的分佈得知，在葉尖最高，往葉基部遞減。

七、氯化物對植物的傷害

大氣中的氯化物大致在靠近游泳池及下水道的地方。氯化物所產生的傷害大致在植物葉的尖端及葉緣處及中肘處。中年的葉子受氯的傷害最為容易，其次為老葉，幼嫩年輕的葉子不易受氯化物之傷害。事實上，氯化物傷害植物比氟化物較為嚴重，但有關氯化物的研究卻較少。據美國Rutgers 大學以蕃茄的研究指出植物曝露在氯化物2-3 小時後，在不同濃度產生傷害程度不同，譬如在0.31 ppm不引起傷害，在0.61 ppm時引起輕微傷害，1.38ppm時引起嚴重傷害。另一在史坦福大學的研究所指出在0.1 ppm 濃度曝露2 小時後，苜蓿及蘿蔔產生傷害。

八、乙烯(Ethylene)對植物的傷害

乙烯不像其他的氮氫化合物，它不易從大氣中萃得。它主要來自天然氣，石油燃料的燃燒系統及煤礦的排出物中得到。當蕃茄曝露於乙烯氣體時會有葉彎曲下垂現象(epinasty)，葉黃化及落葉等現象。對蘭花言，曝露於0.05 ppm 6 小時，或0.3 ppm 3小時時，就會對蘭花造成傷害。

乙烯像其他植物賀爾蒙一樣具有抑制植物生長的作用，早在廿世紀初葉就有人研究，而植物生理學家在此方面的研究甚多。故不擬在此多費篇幅討論。

九、氨氣對植物的傷害

氨氣大致來自農田使用氨肥或氮肥或堆肥時產生的廢氣。近年來，台灣養豬事業發達，其排出的糞便到農田被分解後產生大量氨氣，此氨氣亦構成農作物之危害。

一九六三年Voaga 及Szoldos 指出施太多的氮肥如KNO_3或(NH_4) SO_4分解出來的NH_3太多之故。NH_3會抑制IAA oxidase 的活力，以致IAA量增加，IAA的量太多時，亦會阻礙植物生長(Levitt 1972)。

十、固體空氣污染物對植物的傷害

一般言之，懸浮於空氣的固體污染物對植物的傷害並不大，除非它的濃度很高。從

水泥廠出來的鹽類物可能是主要的來源。從礦廠產生的石灰散佈於植物並聚於葉的表面使植物光合作用受阻，並使植物硬化。重金屬工廠產生的污染物如Zn、Pb、Br、B、Cd、Ni 等如形成氣體時，在極低的濃度下就可使植物傷害。

因為許多植物的病徵與空氣污染所造成的傷害幾乎相似，故若無深入了解則會誤解其傷害的原因。用來測定空氣污染的程度還是以生物分析法來得簡易正確，植物萵苣、四季豆、蕃茄、煙草、菠菜、苜蓿及劍蘭、蘭花均是很好的材料，因感受污染的程度不同，植物受傷害亦因品種而異。

空氣污染與酸雨的關係及其對生態系的影響

上述的空氣污染物對植物的傷害至為明顯，但並非所有的空氣污染物都會形成酸雨。酸雨(acid precipitation)一詞係一八七二年英國化學家R. A. Smith 開始使用。根據英文字意，應該是酸性沈降物。其意是指大氣中的SO_2、NO_2、Cl^-、HF等酸性物質與雨水、雪水、霧、露等而沈降到大地，而造成對生物及生態系的影響。絕大部份的酸雨對動物、植物都造成傷害。經由生態系的運轉過程，酸性沈降物對生態系中的森林、湖泊、土壤及水質都造成影響，直接或間接影響農林漁牧之生產力，對永續農業造成傷害，以下就酸性沈降物的形成過程、分布地區及其對農業生態系的影響加以闡述。

一、酸雨（酸性沈降物）的形成及與土壤間之關係

上述諸多酸性氣體污染物中以二氧化硫或其他硫化物為例，以說明其形成酸雨的過程。在石油化學工廠或以燃煤發電的工廠，產生S、H_2S、CS_2、CH_3或CH_3SH，此等物質與O_3結合形成SO_2、SH、SOO、S_2O、CH_3S，再與O_2作用形成SO_2、SO、SO_3，其方程式如下：

$$\begin{array}{l} S \\ H_2S \\ CS_2 \\ CH_3SH \end{array} + O_2 \longrightarrow \begin{array}{l} SO \\ SH \\ SOO \\ CH_3S \end{array} + O_2 \longrightarrow \begin{array}{l} SO_2 \\ SO \\ SO_3 \\ SO_2 \end{array}$$

其中SO 及SO_2經由H_2O及O_2 再形成H_2SO_4 (Shen *et al.* 1977)

如：
$$SO_2 + 1/2\ O_2 + H_2O \xrightarrow[\text{觸媒}]{Fe、Mn、V} H_2SO_4$$

$$SO_2 + Ca^{++} + 2H_2O \xrightarrow[\text{Catalyst}]{} CaSO_4 \cdot 2H_2O$$

在空氣中的二氧化硫與水氣結合沈降到植物體經氧化及鐵錳等活性元素之催化下，發生觸媒氧化反應而產生SO_3^{-2}進而形成SO_4^{-2}，在植物體中SO_3^{-2}之殺傷能力最强，SO_4^{-2}造成强酸性而腐蝕生物組織，甚至也侵蝕大理石的表面造成大理石的損害。在火力發電廠等大工廠的下風方向以及鐵路公路的近旁，其植物所受傷害最大(Dong and Cheng 1986)。遠離工廠的其他方向及離鐵、公路遠的地方的植物，則傷害較爲輕微。這個現象與台灣西海岸幾個火力發電廠所引起對當地植被傷害至爲明顯。如桃園林口發電廠及大林火力發電廠。在林口的發電廠附近，在進入其電廠南方的 2 公里處，在緊密的車上，吾等就可聞到含硫的惡臭味，但進入廠周圍就略感覺不出。當地相當抗鹽的植物如芒草、林投及黃槿都受傷害而無法生存，整個林口電廠附近的植物枯死，這顯然與林口電廠排放的二氧化硫有關，但仍有學者不以爲是，而認爲是鹽沫的爲害。蓋煤煙及油煙是大氣中固體顆粒物的主要成分，高空中的塵埃是水蒸氣凝結成冰晶或小水滴時必須的核心。當高空大氣中有二氧化硫時，小水滴吸收二氧化硫，並由于固體顆粒的催化作用生成硫酸，隨雨水下降成爲酸雨，這可能是酸雨形成的主要機制之一，其中煤煙爲重要作用(Cheng 1985)。

尤有進者，當SO_2隨雨水或其他形成的水氣沈降到土壤後，形成$H_2SO_4^{-2}$其H與土壤粒子中的陽離子(Cation)起置換作用(Cation exchange)，使Ca^{+2}、Mg^{+2}、K^{+}、Al^{-3}礦物離子釋出。這些離子之流失使土壤之營養分銳減，間接造成植物營養不良導致植物生長受阻。另外，因酸雨而由土壤中釋出Al^{+3}也會抑制植物對Ca^{+2}的吸收，而傷害植物的細根。若干金屬如鋅、鉛、釩釋出後亦毒害土壤中分解者之微生物。而Al^{+3}流入河、湖泊或水庫亦使魚類之鰓部受害而致死亡(Sitwell 1984; 劉、郭、鍾 1985)。其酸雨形成與毒害生物之模式如圖一。

空氣污染物 (NO_x, PAN_s, O_3, SO_4, F, CO, etc

↓ H_2O

酸雨

↓

植　　物	土壤酸化	湖泊酸化
機制・破壞葉組織	・H+交換Ca^{++}, K^{+}, Mn, etc.	・浮游性動物死亡
・葉呈褐斑點	・土壤缺乏營養鹽	・浮游性動物死亡
・漂白、黃化	・植物缺營養鹽	・藻華，生物死亡
・枯死	・植物減產	・死湖

圖一、酸雨形成與其對生物毒害之模式

一般言之，酸雨的pH值大致介於4 與5 間，比較全世界酸雨沈降物地區：在北歐斯堪維尼亞(Scandivania) 如芬蘭及挪威，其酸雨之pH值在Podsolized 森林土壤最低達3.4 以下，大部份在3.4-4.0 間，少部份地區大於4.0。在歐洲的英倫三島，如利物浦、曼徹斯特、倫敦等地SO_2 釋放濃度相當高，最高達50 ton/km^2/yr 這當然造成英倫三島的污染，在歐洲大陸，則以德國、捷克斯拉夫之工業地區所造成污染為最，其pH值均在4.0；美國及加拿大的重工業區如底特律、芝加哥、多倫多等地，pH在4.0 - 5.0 間。反觀台灣，大致介於pH 4- 5間，台灣五、六月間在4.4 - 4.8，颱風雨時為5.8 - 6.6。

二、酸雨對森林生態系的影響

在歐洲黑森林中有50% 的面積遭酸雨傷害，其中2,162 km^2 森林已完全失去生產力，其損失不輕（1.2 億美元）。空氣污染物危害森林至鉅，可對單株影響，亦可對森林生態系影響，對森林生態系影響至為廣泛。依Smith(1980)之報告可分三等級之關係：

1. 低濃度污染物：森林植物及土壤對低濃度的空氣污染物具淨化功能，甚至某些污染物對林木有益達施肥之效應。
2. 中濃度污染物：森林曝露於中濃度的污染物，較敏感樹種因失養分平衡，或植物組織受毒害產生不利影響。
3. 高濃度污染物：森林曝露於高濃度污染物時，樹呈劇烈病徵，死亡或滅絕。森林生態系因種之消失而失去保護機制，甚至影響水土保持及自然保育之功能。其中對林木生長影響，對生態組成及消長之影響以及對森林病蟲害發生之影響。

空氣污染物對森林的危害依其濃度有如下的傷害：

1. 直間傷害(Direct injury)：

當空氣中有毒污染物濃度高時，污染物經根部吸收，氣體交換進入林木組織，尤其是葉部，譬如SO_2 轉變為SO_3^{-2}，此使SO_3^{-2} 具強氧化能力，破壞細胞如海棉或珊狀組織，與代謝物質結合產生傷害，譬如SO_2 與-CHO或R-CHO 結合成硫酸醛複合物，使林木生理受到傷害。此時，葉綠體崩潰，葉呈褐色焦枯至乾枯死亡（此在前章已述及），其病徵如表 1 。

2. 間接傷害：

前節已述及，當污染物沈降至林木生育地後，由於H^+ 與土壤離子的置換作用，使陽離子釋出造成土壤中缺乏營養鹽，致林木生長受阻。此種危害為間接性，但依劉等(1985)指出其傷害程度又可分為如下數種：

(1)不可見的危害

污染物進入林木組織或堆積表面之污染物，阻礙生理活動使生長衰退，養分循環受到干擾或代謝作用改變，此無法從肉眼中觀察得知，不易引起病徵。

(2)可見的危害

當污染物在低量時引起慢性傷害，久而可見其病徵出現如葉黃化，葉面散佈褐斑，捲曲及高生長停止。然而，當污染量在短時間急速增加，則林木呈現嚴重病徵

如焦枯，葉變褐，甚至全株死亡。

三、空氣污染物對森林生態系的影響

1. 森林亦是空氣污染物的來源

空氣污染物對林木的生長之影響已很清楚，勿用置疑。但森林本身亦是產生空氣污染物的來源之一。譬如前章述及森林植物產生松烯類化合物(terpenoids)，及碳、氫等氣體，它與含氮化合物經由光化學反應產生一些PANs的物質。又如，森林火災產生大量CO及大量似藍色的煙霧的微粒，根據美國環保署(1977)指出來自森林的各類污染物佔總量比例是C(3%), CH(2%), NOx(0.6%)。

2. 森林土壤提供空氣污染物沈降的貯存庫

污染物經雨水沈降到森林土壤，因為森林土壤有機質較豐富，不像一般土壤產生淋溶作用。當它被淋至土壤表層時，被土壤有機質或礦物質起化學變化，把它中和或改變毒性，此依沈降強度，速度及土壤質地息息相關。進入土壤後與土壤粒子發生交換性位置之有機膠體吸附作用，與二價負電荷陰離子結合成不溶之複合物。空氣污染物被淋至下層，甚至到達地下水層。有些被微生物利用代謝，有的被植物根部吸收。Smith and Siccama(1981) 於美國北方New Hampshire 闊葉森林土壤為對象，研究土壤含鉛情形，發現土壤A1層累積 89 μ g/g 之鉛量，依地表深度鉛量遞減。在台灣，呂世宗(1987)在南北高速公路旁做土壤分析發現於林口附近42k 處為778 ppm ，本研究室在該地則發現，表土0-5 公分含鉛量為111 ppm，15公分以下為49 ppm（江友中碩士論文 1993），此污染蓋由汽車排放之污染物所致。然而，當地植生如五節芒已適應高濃度之鉛。其適應機制正深入探討中。

3. 森林對空氣污染物的淨化作用

前面所述均討論空氣對森林之傷害及負面之影響。而森林實值上對隔離及吸收空氣污染物而具淨化作用。植物葉上之氣孔係提供光合作用及呼吸作用氣體之交換管道。氣孔係唯一交換CO_2, O_2之管道，有害氣體隨著CO_2或O_2而進入葉肉組織，擴散至細胞間隙或附著在海棉、柵狀組織之藻壁細胞上，氣體進入植物氣孔會因葉大小、風速、葉形、氣體粘著性擴散性、葉中之水分、CO_2 濃度及光度，另外乃是控制葉肉細胞抗拒之因子。譬如，氣體之水溶性、擴散性及葉肉細胞代謝作用（劉等 1985）。

根據劉瓊蓮等 (1985) 報告以苜蓿為材料而發現，有害氣體被植物所吸收的速率因氣體性質而異，其結論為$HF>SO_2>Cl^->NO_2>PAN>NO>CO_2$(Smith 1981)。其主要理由係HF、$SO_2$、$Cl^-$易溶於水，且容易擴散。比較數種森林植物而發現林木苗木吸收O_2之速率為白櫟(0.635 mg O_2 dm /hr) > 白樺(0.536) > 槭(0.502) > 糖槭(0.371)> 七葉樹(0.362) > 甜楓(0.278) > 紅槭(0.272) > 白臘樹(0.239) (Townsend 1974)。對SO_2之吸收則為：紅槭(0.088 mg SO_2 dm hr)> 白樺(0.086) > 甜槭(0.074) > 女貞(0.068) > 杜鵑屬(0.056) > 白臘樹(0.046) > 杜鵑(0.044) (Roberts 1974)。進一步，美國環境保護署(USEPA) 於1976年証實林木可以改良空氣品質，以 St. Louis 言，全森林面積為122,517 公頃，每年

可自空氣中移除之SO_2達80.5×10 噸之多，這種淨化效果對空氣品質之改良有相當大的貢獻（劉等 1985)，其每公頃森林每年可移除O 爲9.6-10噸，SO_2(748 噸)、CO_2(2.2噸)、NO_2 (0.38噸)、PAN (0.17噸)。

四、空氣污染物對水生生態系之影響

學者Gorham (1976) 及Kellogy *et al.* (1972)估算全球硫之釋放量而得知，從海水鹽沫中每年得44噸，從海水之生物產生48噸，陸生生物產生58噸，及從火山爆發中得22噸，共172 噸。從人類經濟活動中得65噸，至於NOx 量則另有詳述。海水可以中和大氣中沈降之酸雨，使酸鹼值到pH 8.2。在美國米里蘇達的湖中比較湖中有水苔類植物(*Sphagnum*)與無水苔者而發現，有*Sphagnum*者可吸收4.4 mg/l的Ca量，使pH達4.0，但無*Sphagnum*者爲1.7mg/l的Ca量，故pH低至3. 5 (Heinselman 1970)。比較雪水中之化學組成得知在北卡羅萊納州的溼地，其pH 8.1，北達克達州達7.9 ，西安太略省則湖水pH值爲3 ，此相當低，由於酸性沈降物的關係，水生生態系中之水苔(*Sphagnum*)可將酸化的湖泊之湖底逐漸覆蓋，這些種包括*S. inundatum*, *S. cuspidatum*及其他種，因*Sphagnum*可以吸收水域生態系中之金屬礦物質，且抑制礦物質之再循環，水苔同時可吸收水域中之陰離子如磷。由於水苔對陽望子及陰離子的吸收，致使營養鹽不再循環，湖泊生產力喪失，導致水生生態系失去平衡，情況越惡化，則湖泊長滿水苔，這個湖泊生命即告終(Gorham 1976)。當然，由於酸雨的緣故，在加拿大安大略湖中失去了魚獲量及魚群之喪失爲最(Beamish 1974)。在挪威的淡水生態系統中亦証實由於湖水中之酸化，使*Allochthonous*有機質不易分解，浮游植物及浮游動物族群及底棲無脊椎動物之族群顯著減少，但卻增加底棲的苔類植物，致使魚的生產力大爲降低。譬如，鮭魚(Salmon)的魚獲量在1885年至1925年顯著地降低，到1968 年趨於0 (Jensen and Snekvik 1972)，至今挪威有九條河川是相當酸化的(pH 4.5-5.5)且酸度亦加速上升中，毫無疑問是酸雨的關係，Salmon(鮭魚)數量之下降或消失，主要是牠們的生殖及新生魚的喪失。實驗室証明酸雨水抑制卵及魚苗的生長，對生殖言，pH之最低限度對鮭魚是5.0-5.5 ；對海鱒魚爲4.5-5.0 ；對棕鱒則爲 4.5。尤有進者，在Sorlandet 的湖中，魚已漸漸消失，從2083個湖中有741 個湖已沒有魚，477 個湖也將沒有魚，進一步證實湖水pH值在5.5以下時，湖中幾乎不見魚，或非常少（Jensen and Snekvik 1972）。

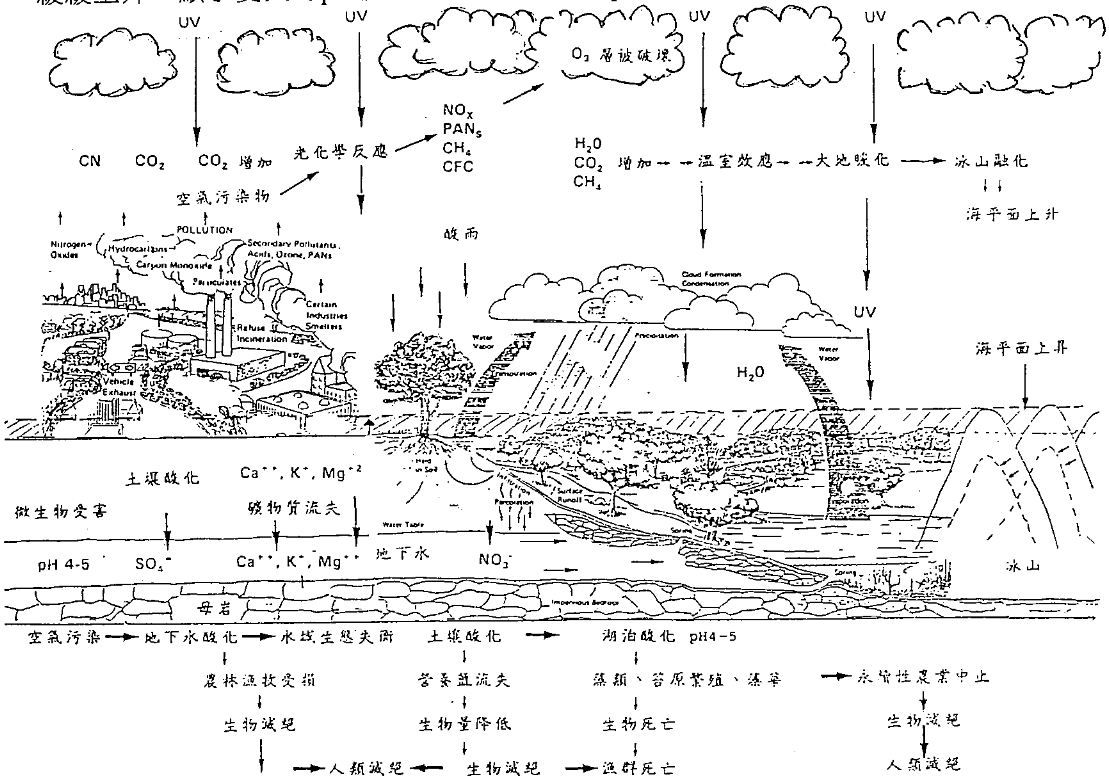
在加拿大La Cloche Mountain Lakes已發現近乎無魚狀態，主要是酸雨的緣故，在湖泊酸化的過程中重金屬之累積亦導致湖泊中魚類生長及生殖的危機，其中湖泊的pH值均介於4.4-5.6 間，其中明顯地指出不同魚種對於pH值的反應相當敏銳。譬如在pH 5.5-6.0間，small mouth bass及walleye 停止生產；pH 5. 2-5.5間，lake trout及troutperch停止；pH 4.7-5.2間，brown bullhead、whi te sucker、及rock bass 停止生長；pH 4.7-4.5間，lake herring、yellow pe rch 、及lake club均消失。

由於酸雨的原因導致魚之喪失，不僅在挪威，在英國泰吾士河、美國、加拿大、日本、甚至台灣淡水河或其他溪河也難再有豐富漁獲量。當然在台灣的情形除了酸雨外，

水污染、工業廢水、家庭污水或其他污染導致水域生態系無魚蝦螃蠣，那是自然的事。台灣淡水河整治計畫期望恢復昔日高生產力的時代，如果國人沒有環保概念，恐怕只是做夢罷了！

五、酸雨對森林集水區生態的影響

全世界非常著名的森林生態系之集水區系統，是設在美國新罕布爾州的Hubbard Brook 研究站(Likens *et al.* 1976)。在此調查集水區中淡水之pH值及酸性沈降物得知，在冬天是46 μ eq/l；在夏天則爲102 μ eq/l，這歸於硫化物的沈降。在夏天酸性物質經森林到水域中，其氫離子濃度低於平常90%，這由於H 與土壤中陽離子交換所致；在冬天則H 含量則低於正常的50 μ eq/l至25 μ eq/l以下，此顯示酸性沈降物大大地影響水質中的酸鹼度。基於九年時間的研究結果，於Hubbard Brook，其酸性沈降物中SO_2 在六、七月間最高達90 μ eq/l，冬天（十二月）降至最低至40 μ eq/l，中和的結果其含量趨於 30 - 40 μ eq/l間，季節間無顯著差異。對NO_2 言，則介乎於20-30 μ eq/l 間亦不因季節有差異。然而Cl^- 則在冬天時顯著地高出來約30 μ eq/l，夏天則在20 μ eq/l，其餘時間約在10 μ eq /l左右，此顯著指出夏天時，酸雨中最重要的成份SO_2最高導致集水區系中之水質 pH 降至4.0 以下。以月平均的 pH 值言，Hubbard Brook 的溪流，其pH值變化不大，均在5.0 左右，但酸性沈降物之pH值顯然有別，從四月間pH值開始下降到七月最低，至八月時再緩緩上升，顯示夏天時pH值因酸性沈降物而使pH下降至4.0 ，整個模式如圖二。



圖二、空氣污染物與全球變遷對永續性農業的影響相關模式

全球變遷與永續性農業

近年來，由於工業的發達，森林的砍伐，石油化學產品的加速利用，能源的開發，在在使大氣中的污染物及二氧化碳大量增加。尤其二氧化碳已在短短的二十年中上升20 ppm，這些溫室氣體(greenhouse gases)已顯著改變全球氣候，導致全球暖化現象(global warming)。大家要問，全球溫室上升不是好嗎？不，全球暖化，使全球生態系爲之改觀，失去平衡，若繼續下去，可能北極或南極冰山融雪，導致海水上升，屆時，許多生物就無法生存。全球污染物的增加也使南極上空的臭氧層產生破洞，致UV光長驅直射到地球造成UV光對生物之傷害。科學家已利用强UV光對作物生長的實驗而証明，高UV光使作物生產降低。長此以往，地球的基礎生產力恐要降低，而且UV光會促進微生物突變，可導致病害更不易控制。相繼而來，更多的殺草劑、殺蟲劑、或殺菌劑會因而更多，致增加污染程度。如此一來，農作物、林業、漁業、畜牧業之生產力將隨氣候變遷而發生改變。改變不見得不好，但若改變的環境不利於農作物等的生產，則此變遷對永續性的農業將造成傷害，這是不好的！因此本人提出一個因爲空氣污染物及溫室氣體的變遷對永續性農業影響的模式如圖 2 。由此可知，由於人類的貪婪、浪費、消耗自然資源增加空氣污染物，致使一系列的生態變化，最終導致農業的破壞、生物的滅絕，當然人類也只有走向死亡之途。

引用文獻

呂世宗　張嵩林　李澤民　洪正中　劉志仁. 1985・台灣區高速公路土壤鉛污染調查研究. 台灣省環保局.

周昌弘. 1978. 空氣污染對植物的傷害. 大陸雜誌 56(5):1-6.

張中和　湯清二. 1975. 空氣污染對林木生長之影響. 中興大學研究報告第 135 號.

劉瓊蓮　郭寶章　鍾旭和. 1985. 空氣污染與林木反應. 台灣林業 11(4): 8-29.

Beamish, R. J. 1974a. Loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada as a consequence of atmospheric fallout of acid. Water Res. 8:85-95.

Beamish, R. J. 1974b. Growth and survival of white suckers (*Catastomus commersoni*) in an acidified lake. J. Fish Res. Board Can. 31:49-54.

Cheng, R. J. 1985. Effect of industrial emissions on necrotic injured leaf. 78th Ann. Meeting. Air Pollution Association.

Dong, Y. and R. J. Cheng. 1986. The injury of flyash and sulphur dioride on plant. China Environ. Sci. 6(4):7-12.

Gorham, E. 1976. Acid precipitation and its influence upon aquatic ecosystem -- an overview. USDA Forest Service General Fechnical Report NE 23. p. 425-458.

Hindawi, I. J. 1970. Air pollution injury to vegetation. US Dept. of Health, Education, and Welfare

Public Health Service. Environmental Health Service. National Air Pollution Control Administration, Raleigh, North Carolina, p. 44.

Heinselman, M. L. 1970. Landscape evolution, peatland types, and the environment in the Lake Agassiz Peatlands Natural Area, Minnesata. Ecol. Monogr. 40:235-261.

Jensen, K. W. and E. Snekvik. 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southernmost Norway. Ambio 1:223-225.

Kellogy, W. W., R. D. Cadle, R. E. Allen, A. L. Lazrus and E. A. Martell. 1972. The sulfur cycle. Science 175:587-596.

Levitt, J. 1972. Responses of Plants to Environmental Stresses. Academic Press, N. Y. and London

Likens, G. E. 1976. Hydrogen ion input to the Hubbard Brook experimental forest, New Hamsphire, during the last decade. USDA Forest Service General Tech. Rep. NE-23. p. 397-407.

Oden, S. 1976. The acidity problem -- an outline of concepts. USDA Forest Ser. Gen. Tech. Rep. NE-23. p. 1-36.

Roberts, B. R. 1974. Foliar sorption of atmospheric sulfur dioxide by woody plants. Environ. Pollut. 7:133-140.

Shen, T. T., R. J. Cheng, V. A. Mohnen, M. Current and J. B. Hudson. 1977. Characterization of differences between old-fired and coalfired power plant emissions. The 4th International Clear Air Congress. p. 386-391.

Sitwell, N. 1984. Our trees are dying. Science Digest. 1984. p. 40- 48.

Sun, E. J. and H. J. Su. 1985. Fluoride injury to rice plants caused by air pollution emitted from ceramic and brick factories. Environ. Pallu. 37:335-342.

Smith, W. H. 1976. Lead contamination of the roadside ecosystem. J. Air pollut. Control Assoc. 26:753-766.

Smith, W. H. 1980. Air pollution - a 20th century allogenic influence on forest ecosystem. p. 79-87. Symposium on effect of air pollutant on Mediterranean and temperate forest ecosystems. June 22-27, 1980. Riverside, Calif. USA.

Smith, W. H. 1981. Air pollution and forest. (自劉等, 1985轉引)

Smith, W. H. and T. G. Siccuma. 1981. The Hubbard Brook Ecosystem Study: Biogeochemistry of lead in the northern hardwood forest. J. Environ. Qual. 10:323-333.

Voaga and Szoldos. 1963. (自 Levitt, 1972 轉引)

臺灣南部空氣污染類型及農作物污染防治[1]

Air Pollutioned Patterns in Southern Taiwan and Pollution Chemical Control on Crops

林　正　忠[2]
Cheng-Chung Lin

省農試所鳳山熱帶園藝試驗分所
Fengshan Tropical Horticultural Experiment Station, TARI.
Kaohsiung, Taiwan, R.O.C.

中文摘要

空氣污染目前已爲台灣農作物環境病害的主要因子之一，已知的空氣污染源可分爲人爲的污染(初級污染源)有12種，另有2種氣候或地形上引起的污染酸雨及鹽沫，及2種光化學污染－臭氧及過氧硝酸乙醯脂(PAN)，台灣南部地區以高雄縣爲最大人爲污染區域，利用污染類型：地域型及氣候型，有助在田間判別農作物受何污染而引起損失，各種地域型及氣候型特徵於文中敘述之。

利用不同的化學緩衝藥劑及其他藥劑具有保護芥菜防止二氧化硫的危害，其效果在實驗室中相當顯著，數個地區性試驗對果樹、蔬菜或觀賞作物防止公害氣體的爲害，也有初步成效。

關鍵詞：空氣污染、污染類型、地域、氣候、化學藥劑、公害防治

1.本計劃受環保署經費補助EPA79-004-04-044，民國82年03月18日發表。
2.任職於台灣省農業試驗所鳳山熱帶園藝試驗分所，高雄縣鳳山市83017文山里園藝巷4號。

ABSTRACT

Air pollution became an important enviromental disease on crops at recent decade. There were 12 of primary pollutant sources by human activity. Besides, 2 kinds of air pollutioned type, acid rain and salt spray were originated by climate or geotectonic and monsoon complex, and 2 kinds of photochemical pollutant sources, ozone and peroxyacetyl nitrate (PAN). Kaohsiung prefecture is the most severity of air pollution among southern Taiwan. It is useful by classifying pollution patterns into 2 groups：localized pollution and climate pollution , which help us to identify crops damage caused by air pollution .

Chemical control of crops against air pollution especially on SO_2 achieved good results under laboratory condition. Local field test in chemical control against SO_2 in fruit tree, vegetables and ornamental plants was also successful.

Key words：Air pollution, pollution pattern, locality, climate, chemicals, pollution control

前 言

本省空氣污染爲害人或農作物的重大事件，最早始於民國54年高雄市東南化工廠的二氧化硫氣體外洩，引起附近樹德女中92人中毒[(1)]。此後因公害而造成附近居民受害或農作物受損事件層出不窮，自民國52年起迄72年止，環保署統計共有354件重大的公害糾紛事件[(1)]，其中有關空氣污染的公害糾紛事件即佔152件，佔全部事件的42.94%，由上述資料顯示空氣污染問題在臺灣不僅存在，且多爲重大污染的肇因，除影響生活環境的居住品質外，對於生物如人、畜及動、植物如魚類或農作物也有不良影響，在農作物方面，輕者造成品質劣變，產期延遲，重者造成作物枯萎死亡，主要空氣污染及來源見表一，約有14種，以二氧化硫(SO_2)爲人爲初級污染源，影響地區較廣，如北桃地區的不明公害事件[(2)]，認爲與林口火力電廠有關，中部地區亦有類似事件，造成二期水稻生育不良、減產等。

空氣污染除因人爲活動產生的初級污染物外，另由於初級污染物散布空中，受高溫或紫外線作用，而產生次級污染物，分別爲臭氧(O_3)及過氧硝酸乙醯脂(Peroxyacetyl nitrate, PAN)(黃等 1992)，亦爲本省主要的空氣污染源。

農作物所受的空氣污染，除利用種類爲分類外，如果利用下列的分類依據，對於進行空氣污染的鑑別及判定亦有所幫助。

空氣污染的類型可分爲二類：

1.以地域爲分類依據之類型。

2.以氣象爲分類依據之類型。

表一 主要空氣污染物及來源(環保署 1992)

污　染　物	排　　放　　來　　源
氟染物	煉鋁廠、陶瓷工廠、磚瓦工廠、磷肥工廠、冷媒工廠
氯氣及鹽酸氣	垃圾焚化廠、氯氣、鹽酸工廠，硫酸鐵之製造廠、淨水廠、氯化鈉之電解、污水處理廠
氧化劑	工廠、汽機車、飛機
硫氧化物(SOx)	使用含硫之燃煤、燃油工廠動力鍋爐、火力發電廠、石油裂解工廠、柴油引擎、硫酸工廠、冶煉工廠、煉銅廠
氮氧化物(NOx)	硝酸工廠、機動車輛、鍋爐燃燒、家庭瓦斯爐
一氧化碳(CO)	工廠、汽機車
粒狀物質	汽機車、煉鐵爐、重油爐、煤炭爐、焚化爐、車輛、煤焦油、
灰塵	工程事業、交通事業
鹽沫	海風
酸雨	同硫氧化物及氮氧化物
重金屬及其化合物	金屬提煉工廠、鐵工廠、鑄造工廠、金屬器具加工廠、廢電池回收工廠、汽機車
碳氫化合物(HC)	機動車輛、儲油與煉油設施、噴漆工廠、石化工業
石棉	汽車來令片、建築材料
惡臭性物質	畜牧養殖業、食品工廠、皮革工業、紙漿工業、石化工業

一、以地域爲分類依據之類型：

1.特定區域型又稱地域型

爲近距離爲害，污染源的來源可區別爲：

(1)都市型污染

(2)工業區型污染

(3)特殊地區型污染，如高速公路兩側、垃圾場周圍

2.非特定區域

污染源的爲害，相對爲遠距離，主要污染物爲次級污染源，如臭氧、過氧硝酸乙醯脂(PAN)，及酸雨。

二、以氣象爲分類依據之類型

以氣候型爲分類可區分爲5種：

1.局部地區氣候型

爲日夜風向變化型，以旗津地區的高雄市廢水處理場爲代表，風向白天爲吹海風，夜晚吹陸風。

2. 谷地氣候型

亦爲日夜風向型，白天爲谷風，夜晚爲山風，而形成氣溫逆轉層，與輻射霧同。

3. 季風氣候型

主要形成污染源爲：鋒面接近後，在平地形成鋒面霧。移動性高氣壓在春秋兩季出現較頻，在此一時期之前較易形成季風氣候型污染。

4. 都市氣候型

主要受污染區域爲都市與郊區的邊際，由於人爲活動散布大量的污染源，類似溫室效應的效果，提昇都市中心溫度，與郊區溫度差異加大。

5. 山區氣候型

主要受污染區域爲背風的山坡或山腳平地，爲焚風現象，屬熱污染。

由於農作物生長受環境影響極鉅，環境好壞對於品質及產量亦有關，利用上述二種分類方式可研判農作物所受污染以何者爲首，是否有二種以上的污染共致農作物的損失。

三、農作物污染防治

由於台灣全島的空氣品質不佳，農作物生長的情況也受不良的空氣品質所影響，常有空氣污染農作物的糾紛發生，特別是石化工業區附近，如高雄縣林園工業區，或仁武、大社工業區等，對農作物的影響頗爲廣泛，其中排放的氣體污染物以二氧化硫(SO_2)、一氧化碳(CO)、二氧化氮(NO_2)及碳氫化物(HC)，亦爲本省各監測站的主要偵測對象，而二氧化硫爲火力電廠或多種工廠產生之污染源，並與大氣中水氣結合形成酸雨，影響範圍較廣泛，亦爲農作物公害防治的首要對象，此一污染防治利用事前預防模式，在作物表面噴灑不同的保護性藥劑，防止SO_2對農作物造成危害，或降低SO_2的爲害程度，減輕病徵，確保農作物的品質與產量，其試驗方法及結果如下：

材料及方法

以芥菜*Brassica juncea*南風品系爲試驗對象，於溫室中播種、移植、生長至1.5～2個月時進行試驗，試驗藥劑則選擇13種緩衝液(見表二)，及其他試驗藥劑(見表三)(林等 1990；Lin *et al.* 1990)。

上述緩衝液首先稀釋成1/2濃度，每隔3～4天噴施一次，經連續3次噴佈完的南風芥菜，移入薰蒸箱中，觀查受害情形，另其他試驗藥劑使用濃度見表三，依上述相同方法處理，並用葉面積測定儀分析葉片受害面積，求出受害百分率。

表二　緩衝液藥劑名稱酸鹼值及使用濃度

代號	藥劑名稱	pH 值	濃度(10^{-2}M)
A	Carbonate buffer solution	9.6	2.5
B	Citric acid-Na_2HPO_4 (McIlvaine) buffer solution	7.1	2.0
C	Clark and Lubs solution	8.22	5.0
D	Clark and Lubs solution	7.1	5.0
E	Hydroxide-chloride buffer solution	11.8	5.0
F	Imidazole(glyoxaline)-HCI buffer solution	7.8	5.0
G	Tris(hydroxymethyl)aminomethane buffer solution	8.25	5.0
H	Phosphate buffer solution	6.9	10.0
I	Triethanolamine hydrochloride-NaOH buffer solution	7.3	5.0
J	2:4:6-Trimethylpyridine (2:4:6-collidine)-HCI buffer solution	7.02	5.0
M	Borate buffer solution	9.24	1.25
N	Borate buffer solution	8.26	1.25
O	Phosphate buffer solution	11.03	25.0

表三　液膽及其他種類試劑及使用濃度

名稱	使用濃度			
福佑靈	1%	2%	4%	6%
協養旺(Abion)	1%	2%	4%	6%
界面活性劑(Tween-20)	1%	2%	4%	6%
抗壞血酸(Ascorbic acid)	0.1%	0.5%	1%	6%

結果與討論

南風芥菜經SO_2處理後，剪下葉片，以葉面積測定儀統計各處理的總葉面積，並將產生病徵的部份剪下，統計受害面積，計算受害百分率，其結果分別見表四至表八。

芥茉以不同藥劑處理後，以H_2SO_3燻蒸，保護效果爲M>I>B>C>F>N。

表四 13種試劑處理之南風芥菜受H_2SO_3薰蒸之受害葉面積及受害百分率

藥劑種類	受害葉面積(cm^2)	葉面積(cm^2)	受害百分率
A	1787	3398	52.5
B	138	2555	5.4
C	745	5036	14.7
D	2299	4684	49.0
E	1450	3625	40.0
F	400	2403	16.6
G	1440	2839	50.7
H	1165	2559	45.5
I	223	4354	5.1
J	1597	4058	39.4
M	108	4387	2.4
N	828	4843	17.0
O	1260	4525	27.8
CK1	627	4513	14.0
CK2	1378	4398	27.9

表五 液臘福佑靈對南風芥菜受H_2SO_3薰蒸之受害葉面積及受害百分率

處理	第一盆@		第二盆	
	A／B@@	受害%	A／B	受害%
福佑靈 1 %	395/978	40	294/1328	25
福佑靈 2 %	369/1103	33	380/950	40
福佑靈 4 %	400/1229	33	326/1131	29
福佑靈 6 %	266/1179	23	348/1247	28
CK	473/1145	41	440/894	49

@ 薰蒸時濃度爲2.64 ppm，每盆二株芥菜

@@ A：表受害葉面積(cm^2)，B：表總葉面積(cm^2).

表六 液體協養旺對南風芥菜受H_2SO_3薰蒸之受害葉面積及受害百分率

處理	第一盆[@]		第二盆	
	A／B[@@]	受害%	A／B	受害%
協養旺 1 %	326/752	43	102/648	16
協養旺 2 %	207/1139	18	256/917	28
協養旺 4 %	64/750	9	204/906	23
協養旺 6 %	79/946	8	173/1085	16
CK	355/779	46	345/807	43

@ 薰蒸時濃度爲1.47 ppm，每盆二株芥菜.
@@A：表受害葉面積(cm^2)，B：表總葉面積(cm^2).

表七 界面活性劑Tween-20對南風芥菜受H_2SO_3薰蒸之受害葉面積及受害百分率

處理	第一盆[@]		第二盆	
	A／B[@@]	受害%	A／B	受害%
Tween-20 1 %	151/957	16	124/1058	12
Tween-20 2 %	176/780	23	144/705	20
Tween-20 4 %	73/841	9	76/616	12
Tween-20 6 %	113/730	15	97/562	17
CK	301/560	54	301/568	53

@薰蒸時濃度爲1.64 ppm，每盆二株芥菜.
@@A：表受害葉面積(cm^2)，B：表總葉面積(cm^2).

表八 抗壞血酸Ascorbic acid對南風芥菜受H_2SO_3薰蒸之受害葉面積及受害百分率

處理	第一盆[@]		第二盆	
	A／B[@@]	受害%	A／B	受害%
Ascorbic acid 0.1 %	0/1146	0	0/781	0
Ascorbic acid 0.5 %	0/577	0	0/759	0
Ascorbic acid 1.0 %	197/706	28	82/631	13
Ascorbic acid 5.0 %	86/202	43	192/273	70
CK	456/889	52	--	-

@薰蒸時濃度爲0.81 ppm，每盆二株芥菜.
@@A：表受害葉面積(cm^2)，B：表總葉面積(cm^2).

在不同濃度SO_2的污染源下，亦發現抗壞血酸Ascorbic scid如在濃度1.64 ppm以下時，效果非常顯著(表九)。另爲瞭解藥效，經篩選出具良好保護效果的藥劑Triethanolamine hydrochloride-NaOH ，及Borate buffer(pH 9.24)，分別依不同天數噴施芥菜葉表後，再放入薰蒸箱中，其結果見表十。

表九　抗壞血酸Ascorbic acid在污染源不同濃度條件下對南風芥菜之影響

處　理	1.64 ppm		2.77 ppm	
	A／B@	受害%	A／B	受害%
Ascorbic acid				
0.1%	0/1826	0	482/2261	21
0.5%	0/1968	0	572/2538	23
CK	444/2089	21	558/1820	31

@ A：表受害葉面積(cm^2)，B：表總葉面積(cm^2).

表十 施藥間隔時間對南風芥菜受H_2SO_3爲害之影響

緩衝溶液種類	I@		M@@	
施藥間隔天數	A／B@@@	受害%	A／B	受害%
0	21/1658	1.3	291/1843	15.8
1	0/1477	0.0	158/1847	8.6
2	0/1617	0.0	0/1922	0.0
3	0/1702	0.0	0/1582	0.0
4	0/1783	0.0	0/2093	0.0
5	0/1974	0.0	145/1838	7.9
6	18/2001	0.9	74/1680	4.4
7	78/2032	3.8	44/1890	2.3
CK	284/1506	11.8	322/1321	24.4

@ Triethanolamine hydrochloride-NaOH 緩衝液組處理濃度爲0.67 ppm.

@@ Borate buffer solutions 緩衝液組處理濃度爲1.15 ppm.

@@@ A：表受害葉面積(cm^2)，B：表總葉面積(cm^2).

各種保護性藥劑施用的結果顯示數種藥劑的保護效果良好，如Borate buffer pH 9.24 ，Triethanolamine hydrochloride-NaOH buffer pH 7.3及Citric acid-Na_2HPO_4 buffer pH 7.1，經測定之葉片面積、受害葉面積及受害百分率皆低於對照不噴保護藥劑者，不過citric acid-Na_2HPO_4 buffer則會造成明顯的白色藥斑，亦不宜使用，然某些具緩衝效果之試劑仍無良好的保護效果，如Tris (hydroxymethyl) aminomethane buffer及Carbonate buffer的受害程度皆達50%以上。顯示在SO_2污染的況狀下利用某些緩衝液可減輕或抑制病徵形成。

液臓及抗壞血酸或界面活性劑試驗中，發現液臓協養旺的保護效果較佳，協養旺濃度愈高，保護效果愈佳，福佑靈效果略差。抗壞血酸的保護效果濃度低的效果較濃度高的效果佳，高濃度 1 ％， 5 ％在葉片上形成嚴重藥斑，如果污染源氣體濃度低(1.64 ppm)，保護效果非常顯著(表九)，污染源濃度提高時，仍有保護效果，效果稍差。界面活性劑亦有保護效果，藥劑濃度高或低，無大顯著區別(表七)。

施藥間隔時間試驗發現，Triethanolamine hydrochloride-NaOH的效果較快速，施藥0 天後已表現，而Borate buffer solutions pH 9.24則第一天稍有效，第二天效果表現顯著(表十)，而保護效果的延長以前者較佳，至第七天藥效稍降低。但後者在第五天保護效果即已降低，受害漸增加。

由於本省的人口活動頻度增多，工廠生產量的增加都會造成二氧化硫的釋出總量增加，對於未來農作物的生長壓力也會增大，在歐洲及北美洲出現森林枯萎及湖泊酸化的現象，台灣目前已有酸雨形成(孫等 1980)，對於由SO_2所引起的污染，如能利用上述的緩衝藥劑或抗壞血酸等藥劑，在田間可防止二氧化硫爲害農作物並可望能改善作物的生產，減少產量及品質損失。

引用文獻

行政院環保署公害損害查估鑑定技術手冊，1992.5 出版.

行政院環保署重大公害糾紛處理事件彙編，1989.

林正忠 陳瑞琴 鄧銘 李怜瑱 莫子重. 1990. 利用抗公害藥劑保護園藝作物試驗. p.23. 環保署計劃報告，EPA79-004-04-044.

孫岩章 吳瑞鈺. 1980. 台灣地區的酸雨. 科學發展月刊 8(5)：428-434.

黃明輝 孫岩章. 1992. 台北地區過氧乙醯硝酸(PAN)對植物爲害之研究. 中華植物保護學會植物病理學會聯合年會論文摘要.

Lin, C.C., R.C., Cheng, T.C., Mo, L.T. Lee. and M. Teng. 1990. Chemical control of sulphur dioxide (SO_2) damage in mustard. Plant. Prot. Bull. (ROC) 32(4)：347-348.

Gas-phase Removal of SO_2 and NO with Dielectric Barrier Discharges

以介電質放電法去除SO_2及NO之可行性研究

Moo Been Chang
張 木 彬

Graduate Institute of Enviromental Engineering
National Central University
Chungli, Taiwan 320

國立中央大學環境工程研究所
中壢、臺灣省320

摘 要

大眾對酸性沉降之關切已導致世界各國對SO_2及NO之排放，採取更嚴格之標準。鑑於目前各種控制方法之限制，有必要研究更有效之控制技術以因應未來之需要。本研究旨在探討利用介電質放電法以同時自氣流中去除SO_2及NO之可行性。其過程是藉介電質放電產生OH、HO_2及O等自由基利用氣態氧化原理將氣體中之SO_2及NO氧化成硫酸與硝酸再移除之，亦可加入NH_3中和後再去除。實驗結果顯示，氣流之溫度為160℃時，SO_2之去除效率為35％，而NO之去除效率可達99％，此去除效率受使用電壓，氣流成份及溫度、氣體停留時間等操作參數之影響。此研究顯示，未來以介電質放電法同時去除氣流之SO_2及NO甚具潛力。

關鍵詞：氣態氧化，二氧化硫去除，氮氧化物去除，介電質放電

ABSTRACT

Concern over acid deposition has reulted in more stringent SO_2 and NO_x emission standards as designated by the 1990 Clean Air Act Amendments. In view of the more stringent

emission standards and the constraints of current air pollution control technology for removing SO_2 and NO from gas streams, more effective air pollution control technologies should be searched. An innovative gas phase oxidation method using dielectric barrier discharges (DBDs) has been developed to simultaneously remove SO_2 and NO from gas streams. This process generates gas phase radicals such as OH, HO_2, and O. The radicals can then oxidize gaseous SO_2 and NO to form particles consisting of H_2SO_4 and HNO_3, respectively. The resulting compounds can then be chemically neutralized with NH_3 and removed from the gas stream by othe conventional air pollution control devices. The effectiveness of DBDs to remove SO_2 and NO from gas streams has been evaluated with a laboratory- scale reactor. Experimental results showed that about 35 % of SO_2 can be removed from the gas stream at 160 ℃ with DBDs. This removal efficiency was achieved for a gas stream with an inlet SO_2 concentration of 1000 ppmv, H_2O concentration of 15 % by volume, CO_2 concentration of 12 % by volume, O_2 concentration of 6 % by volume with N_2 as the carrier gas. The gas residence time is 5 sec and processing voltage is 25 kv (peak value). 99 % removal efficiency for NO was also achieved for the gas stream with an inlet NO concentration of 250 ppmv at the same operating conditions described above. These results indicated that DBDs have the potential to simultaneously remove SO_2 and NO from gas streams generated by large scale sources of SO_2 and NO, such as a coal-fired power plant.

Key words: Gas-phase oxidation, SO_2 removal, NO removal, dielectric barrier discharges

INTRODUCTION

SO_2 and NO_x (includes NO and NO_2) have been designated as gaseous air contaminants for decades due to their adverse effects on human health (Spengler *et al.* 1990), damage to vegetation (Temple 1972), and degradtion of materials (Edney *et al.* 1986). SO_2 and NO are also the two most important precursors leading to acid deposition. In addition, SO_2 and NO contribute to the degradation of visibility since they form accumulation mode aerosol particles (diameter < 2 μ m) containing sulfates and nitrates via gas-to-particle conversion (Basett and Seinfeld 1984; Slone and Wolff 1985). Furthermore. NO chemically reacts with gaseous hydrocarbons in the atmosphere to form noxious photochemical contaminants such as ozone (O_3) and peroxyacetal nitrate (PAN) (Singh 1987). In recent years, degradation of visibility at some national parks in the United States and the widespread failure to attain the National Ambient Air Quality Standards for O_3 in large metropolitan areas such as Los Angeles and Chicago have caused public concern (Mathai 1990; Thomas 1987).

Exhaust gases from the combustion of coal and oil are major manmade sources of SO_2

and NO. During 1985, approximately 21 x 10^6 tons of SO_2 and 19 x 10^6 tons of NO_x (as NO and NO_2) were released into the atmosphere by anthropogenic sources in the United States (NAPAP 1990). Concern over the adverse effects of SO_2 and NOx on human health, vegetation , materials, visibility, and acid deposition has resulted in more stringent emission standards of SO_2 and NO_x into the atmosphere as designated in the Clean Air Act Amendments of 1990 (PL 101-549, 1990). These amendments require reductions in the amount of emissions of SO_2 and NO_x by 10 x 10^6 and 2 x 10^6 tons/yr, respectively.

The primary anthropogenic source of SO_2 is combustion of fossil fuels that contain sulfur. Reduction of SO_2 emission can be achieved through fuel substitution or the use of flue gas desulfurization (FGD) tenchnology. Wet scrubbing process, spray-drying and duct injection technologies have been widely applied to achieve FGD in industry.

Utilities and other combustion processes contribute more than 55 % of NO_x emission in the U.S. (NAPAP 1990). About 90-95 % of NO_x emitted from combustion sources exists as NO but forms other oxides of nitrogen in the atmosphere. As a result, reducing the amounts of NO emitted from large point sources would reduce the NO_x concentration in the atmosphere, and therefore reduce its adverse effects. Abatement of NO_x emission can be achieved by 1) combustion control methods, such as applying low NO_x burners, gas recirculation, and staged combustion, and 2) flue gas treatment (FGT) technology. Selective catalytic reduction (SCR) and selective noncatalytic reduction (SNCR) processes have been developed for industry to remove NO_x from gas streams.

As the emission standards for SO_2 and NO_x get more stringent, the cost to control these contaminants also escalates. In view of the more stringent emission standards of the 1990 Clean Air Act Amendments and the constraints of current technology for removing SO_2 and NO from gas streams, it would be more cost-effective to simultaneously remove SO_2 and NO from gas streams in a single process. Gas phase oxidation process using electron beam (e-beam) technology has been demonstrated to simultaneously remove SO_2 and NO from a gas stream without creating sludge handling problems (Jordan 1988). Removal efficiencies for SO_2 and NO are over 90 % and 80 %, respectively, with e-beam technology (Frank *et al.* 1988). Nevertheless, high cost and potential x-ray hazard of the process have motivated research into more effective gas phase oxidation processes.

This paper discussed an innovative gas phase oxidation process that simultaneously removes SO_2 and NO from gas streams. The process used dielectric barrier discharges (DBDs) to generate gas phase radicals, such as hydroxyl (OH) and hydroperoxyl (HO_2), that simultaneously oxidize SO_2 and NO to form particles consisting of H_2SO_4 and HNO_3, respectively (Chang *et al.* 1991; Chang *et al.* 1992). The resulting compounds can then be chemically neutralized with NH_3 to form ammonium particles such as $(NH_4)_2SO_4$ and NH_4NO_3 which can

then be removed from the gas stream by a particle removal device, such as a fabric filter or electrostatic precipitator (ESP) (Paur *et al.* 1988). DBD was chosen for this study for its relatively low cost and high efficiency in generating gas phase radicals (Eliasson and Gellert 1990).

GAS-PHASE REMOVAL MECHANISMS

1. SO_2 Removal Mechanisms

Gas phase oxidation of SO_2 is primarily accomplished by OH radicals as shown in Reactions (1) and (2) (Calvert and Stockwell 1984; Yin *et al.* 1986).

Reaction Mechanism	k(cm^3/molecule-s)	
$OH + SO_2 \longrightarrow HSO_3$	1.1×10^{-12}	(1)
$OH + HSO_3 \longrightarrow H2SO_4$	1.1×10^{-11}	(2)

Besides, $O(^3P)$ generated in a plasma can also oxidize SO_2 to form SO_3 as shown in Reaction (3) (Calvert and Stockwell, 1984).

Reaction Mechanism	k(cm^3/molecule-s)	
$O(^3P) + SO_2 \longrightarrow SO_3$	5.7×10^{-14}	(3)

SO_3, the product of Reaction (3), is highly hygroscopic and can then be hydrolyzed to form H_2SO_4 if H_2O is available as presented in Reaction (4) (Calvert and Stockwell 1984).

Reaction Mechanism	k(cm^3/molecule-s)	
$SO_3 + H_2O \longrightarrow H_2SO_4$	$9.1 \text{ X } 10^{-13}$	(4)

The reaction rate constants listed for Reactions (1) through (4) are evaluated at 25℃

2. NO Removal Mechanisms

No is a more efficient free radical scavenger than SO_2, hence, it can react more rapidly with OH, HO_2, O_3, and N, as demonstrated in the following reactions and reaction rate constants at 25℃ (Butler 1979; Baulch *et al.* 1982; Tokunaga and Suzuki 1984).

Reaction Mechanism	k(cm^3/molecule-s)	
$NO + OH \longrightarrow HNO_2$	6.6×10^{-12}	(5)
$NO + HO_2 \longrightarrow NO_2 + OH$	8.8×10^{-12}	(6)
$NO + O_3 \longrightarrow NO_2 + O_2$	1.8×10^{-12}	(7)
$NO + N \longrightarrow N_2 + O$	2.2×10^{-11}	(8)

NO_2, the product of Reactions (6) and (7), is than oxidized by the OH radical to form HNO_3 via Reaction (9) (Baulch *et al.* 1982).

Reaction Mechanism k(cm^3/molecule-s)

$NO_2 + OH \longrightarrow HNO_3$ 1.1 x 10^{-11} (9)

If O_3 exists in the gas stream, NO_2 can also be oxidized to NO_3 which can then react with NO_2 to form N_2O_5 can then be hydrolyzed to form N_2O_5. N_2O_5 can then be hydrolyzed to form HNO_3 as shown in Reactions (10) through (12) (Willis and Boyd 1976).

Reaction Mechanism	k(cm^3/molecule-s)	
$NO_2 + O_3 \longrightarrow O_3 + O_2$	8 x 10^{-17}	(10)
$NO_2 + NO_3 \longrightarrow N_2O_5$	3 x 10^{-12}	(11)
$N_2O_5 + H_2O \longrightarrow 2HNO_3$	5 x 10^{-21}	(12)

Based on the previous discussion of reactions of SO_2, No, and gas phase radicals, it is essential that gas phase radicals, such as OH, HO_2 and O, be efficiently generated for gas phase oxidation to occur. These gas phase radicals can then chemically react with SO_2 and NO to form H_2SO_4 and HNO_3, respectively.

DIELECTRIC BARRIER DISCHARGE PROCESS

DBD, also known as silent discharge, is a gas discharge process which has been widely used for large-scale O_3 generation (Kogelschatz *et al.* 1988). The main characteristic of DBD is the presence of a dielectric material between the discharge gap and one of the two discharge electrodes (Eliasson *et al.* 1987). Typically, a material with high dielectric strength (V/mm) and a high dielectric constant, such as glass or ceramics, is used as the dielectric. When the potential across the gap reaches breakdown voltage, the dielectric acts as a stabilizing material leading to the formation of a large number of microdischarges of short pulses which are statistically spread spatially and temporally over the discharge gap (Eliasson *et al.* 1987). Typical duration of these microdischarges is of the order of nanoseconds to some hundreds of nanoseconds depending on the gas composition and discharge configuration (Eliasson and Gellert 1990).

Due to the large electric field strength in these microdischarges, existing electrons are accelerated to reach average energies in the range 1-20 eV (Eliasson and Gellert 1990). Electrons with this level of energy can cause excitation, ionization, and dissociation of gas molecules, resulting in the formation of gas phase radicals. Generation of OH, HO_2, O_3, and O by DBDs depends on (1) the magnitude of voltage and frequency of power supply, (2) configuration of the reactor, and (3) gas stream composition, pressure, and temperature (Kogelschatz *et al.* 1988). DBDs have been studied by other researchers to remove SO_2 (Browne and Stone 1965: Sardja and Dhali 1990; Chang *et al.* 1991) and organic compounds such as benzene (C_6H_6) and trichloroethylene (C_2HCl_3) (Neely *et al.* 1989; Bozzeli and Barat 1988, ; Ramsey *et al.* 1990) from gas streams.

EXPERIMENTAL DESIGN

An experimental apparatus has been constructed (Figure 1) to evaluate the effectiveness of applying DBDs to remove SO_2 and NO from gas streams. The experimental apparatus was comprised of a continuous flow gas generation system, laboratory-scale DBD reactor, and gas detection system. The gas generation system consists of an electrical heater and compressed gas sources which are regulated by mass flow controllers. The gas stream containing N_2, O_2 and CO_2 was initially heated to ~ 350 ℃ to ensure complete evaporation of tiny $H_2O_{(l)}$ droplets that would be injected into the gas stream with a peristaltic pump. The resulting [$H_2O_{(g)}$] of the gas stream was controlled by regulating the volume feed rate of $H_2O_{(l)}$ injected into the high-temperature gas stream. SO_2 and NO were then added to generate gas streams with specific gas composition and mass flow rates. The gas stream was maintained at atmospheric pressure in the DBD reactor for all tests.

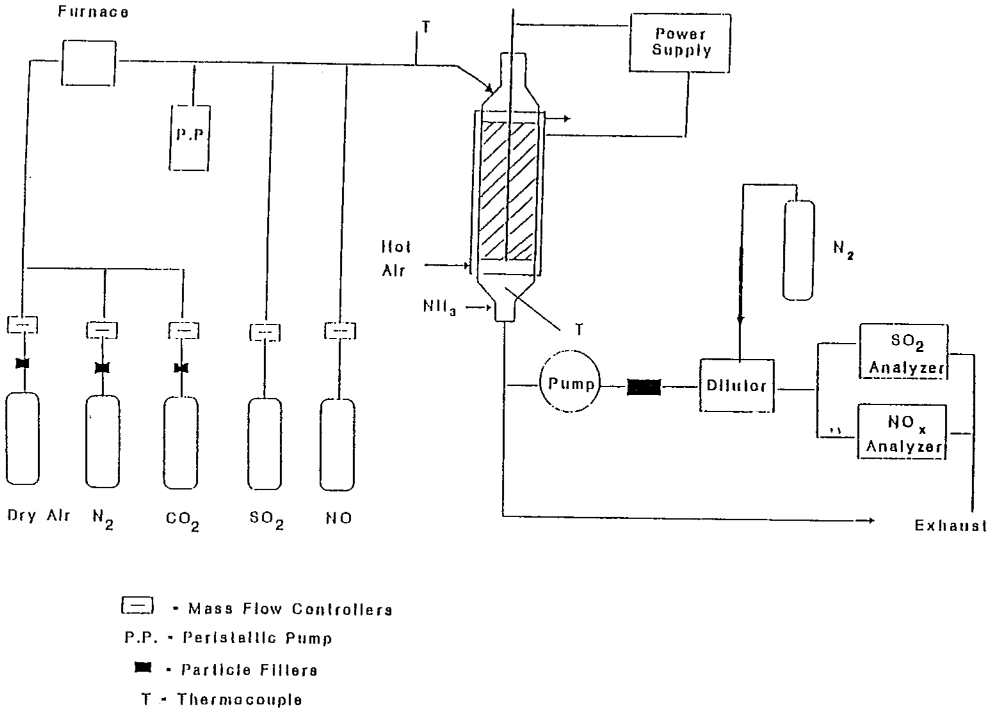


Figure 1. Schematic of the gas generation system, dielectric barrier reactor, and gas sampling and detection system.

The DBD reactor was made of a quartz tube with 4 cm inner diameter and 0.2 cm wall thickness. One of the coaxial electrodes was made of a 0.24 cm diameter tungsten rod and the other with stainless steel wire mesh. The rod and wire mesh electrodes were located vertically along the centerline and wrapped around the outside of the reactor, respectively. A glass ball with 4 mm diameter covered the end of the inner electrode to inhibit localized electrical discharges. Near isothermal conditions (± 5 ℃) within the reactor was achieved by forcing hot air to flow through the air jacket. The plasma volume is about $350cm^3$ which is sustained by a variable voltage transformer operating at 60 Hz. Depending on the temperature and composition of the gas stream. visible discharges were generally observed with voltage settings larger than 21 kV (peak value).

[SO_2] and [NO] were monitored with a fluorescence-detection analyzer (Monitor Laboratory Inc., Model 8730 HL) and a chemiluminescence-detection analyzer (Monitor Laboratory Inc., Model 8840 HL), respectively, after dilution with dry-grade N_2 by a dilution pump. Dilution was necessary to cool and reduce the [$H_2O_{(g)}$] , [SO_2] and [NO] in the gas stream before detection, and therefore to protect the SO_2 and NO analyzers.

Initial conditions were recorded after the system reached steady-state conditions with no power applied to the reactor. Voltage from the power supply was then increased up to 25 kV (peak value) to generate DBD. The [SO_2} and [NO] were then recorded when their new values became stabilized. Thereafter, the power supply was shut-off and the system was monitored to ensure that the system returned to its initial conditions. The removal efficiency (η) was then determined by the ratio of the difference between the initial concentration the stabilized concentration to the initial concentration. For instance, the percent of NO removed from the gas stream, η_{NO}, was determined by Equation (A).

$$\eta_{NO}(\%) = \frac{[NO_{off}] - [NO_{on}]}{[NO_{off}]} \times 100\%$$

where the subscripts denote flowing operation of the cell with the DBDs on and off, respectively.

RESULTS AND DISCUSSION

Experimental tests were first completed to describe the dependencies of $\eta\ SO_2$ on [$H_2O_{(g)}$] of the gas stream and processing voltage at 160 ℃ . The processing voltage varied from 21 KV to 25 kV (peak value) (Figure 2). The gas flow rate was controlled at 2.7 slpm which corresponds to a gas residence time of 5.0 seconds in the discharge volume for a gas stream of 160 ℃ and 1 atm. The inlet [SO_2] was kept at 1000 ppmv while [CO_2] and [O_2] at

12 % and 6 % by volume. respectively, with N_2 as the carrier gas. Under dry conditions ($[H_2O_{(g)}]$ <= 3 ppmv. RH ~ 0 %), η SO_2 was low (<= 7 %) due to the lack of OH radicals (Chang *et al.* 1991). As $[H_2O(g)]$ increases from 0 % to 15 % by volume. η SO_2 increases monotonically from 7 % to 36 % with processing voltage of 25 KV. η SO_2 changes in the same manner with 23 KV, whereas, η SO_2 reaches the local maximum at 6 % by voiume $[H_2O_{2(g)}]$ and then decreases with increasing $[H_2O_{(g)}]$ when the processing voltage was kept at 21 KV. As $[H_2O_{(g)}]$ increases, the generation of OH radicals becomes more efficient and results in a higher nSO_2 as long as the processing voltage is high enough to sustain the plasma. The more efficient production of OH results primarily from direct electron impact on $H_2O_{(g)}$, and H abstraction by $O(^1D)$ from $H_2O_{(g)}$ (Chang *et al.* 1991). However, $H_2O_{(g)}$ is an electronegative gas which increases the rate of electron attachment, resulting in increasing the minimum E/N, $(E/N)_0$, required to initiate and sustain the plasma (Chang *et al.* 1992), therefore, decreases η_{SO2} due to lower power deposition at low processing voltage (21 KV).

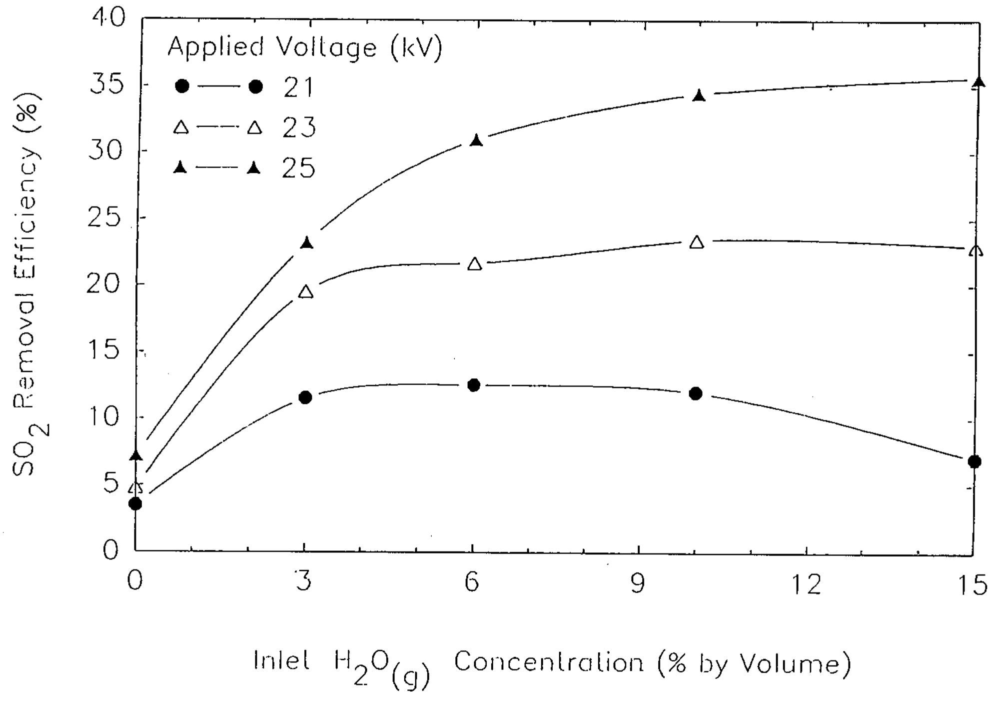


Figure 2. Dependence of η_{so2} on inlet [$H_2O_{(g)}$] at specified processing voltage and at 160 ℃ for gas streams containing 1000 ppmv SO_2, 6% by volume O_2, 12% by volume CO_2, and N_2 as the carrier gas.

Dependence of η_{NO} on $[H_2O_{(g)}]$ of the gas stream and processing voltage achieved by DBDs at 160 ℃ was also experimentally determined (Figure 3). The inlet [NO] of the gas stream was controlled at 250 ppmv while $[CO_2]$ and $[O_2]$ at 12 % and 6 % by volume, respectively, with N_2 as the carrier gas. With constant $[H_2O_{(g)}]$ of the gas stream, a higher processing voltage provides a higher power input leading to higher nNO. A higher n_{NO} was obtained at a higher $[H_2O_{(g)}]$ of the gas stream due to more efficient generation of OH and HO_2 radicals. With 15 % of $[H_2O_{(g)}]$ in the gas stream, 99 % of NO was removed from the gas stream when the processing voltage was kept at 25 KV.

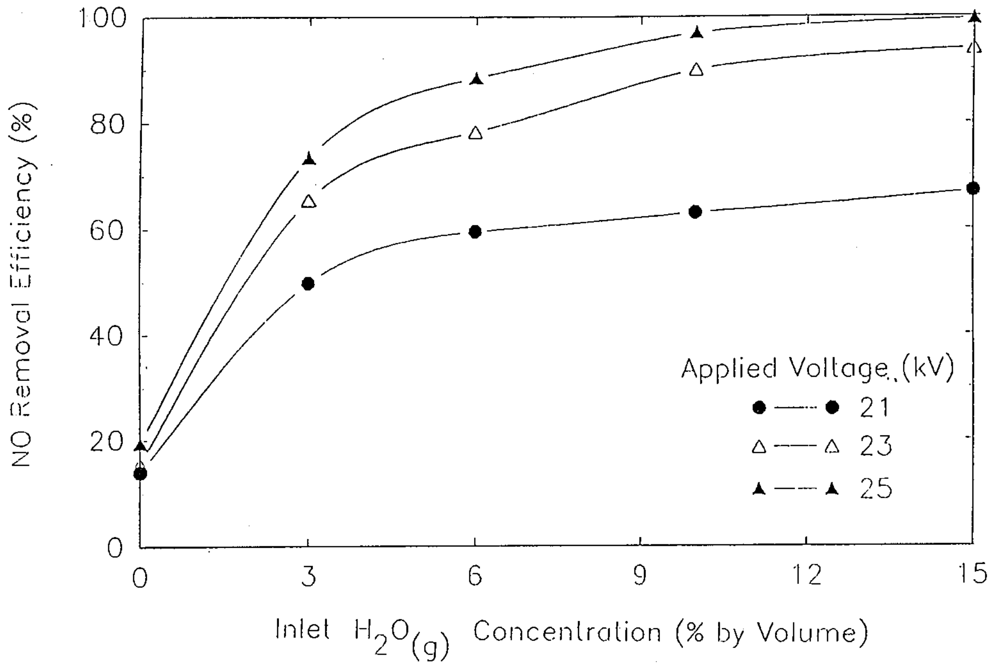


Figure 3. Dependence of η_{No} on inlet $[H_2O_{(g)}]$ at specified processing voltage and at 160℃ for gas streams containing 250 ppmv NO, 6% by volume O_2, 12% by volume CO_2, and N_2 as the carrier gas.

The potential of applying DBDs to simultaneously remove SO_2 and NO from gas streams was also experimentally evaluated at 160 ℃ as shown in Figure 4. $[SO_2]$ and [NO] in the gas streams were controlled at 1000 ppmv and 250 ppmv. respectively. The processing voltage was kept at 25 KV. n_{SO2} and nNO increase with increasing $[H_2O_{(g)}]$ in the gas stream as a result of more efficient generation of OH and HO_2 radicals. With 15 % by volume $[H_2O_{(g)}]$ in the gas stream, more than 95 % NO and 32 % SO_2 in the gas stream were simultaneously removed with DBDs. Under the same operating conditions, the value of nSO_2 is lower than that of n_{NO} due to the higher inlet $[SO_2]$ and lower reaction rate constant between SO_2 and gas phase radicals. Nevertheless, simultaneous removal of SO_2 and NO from gas streams has been achieved with DBDs.

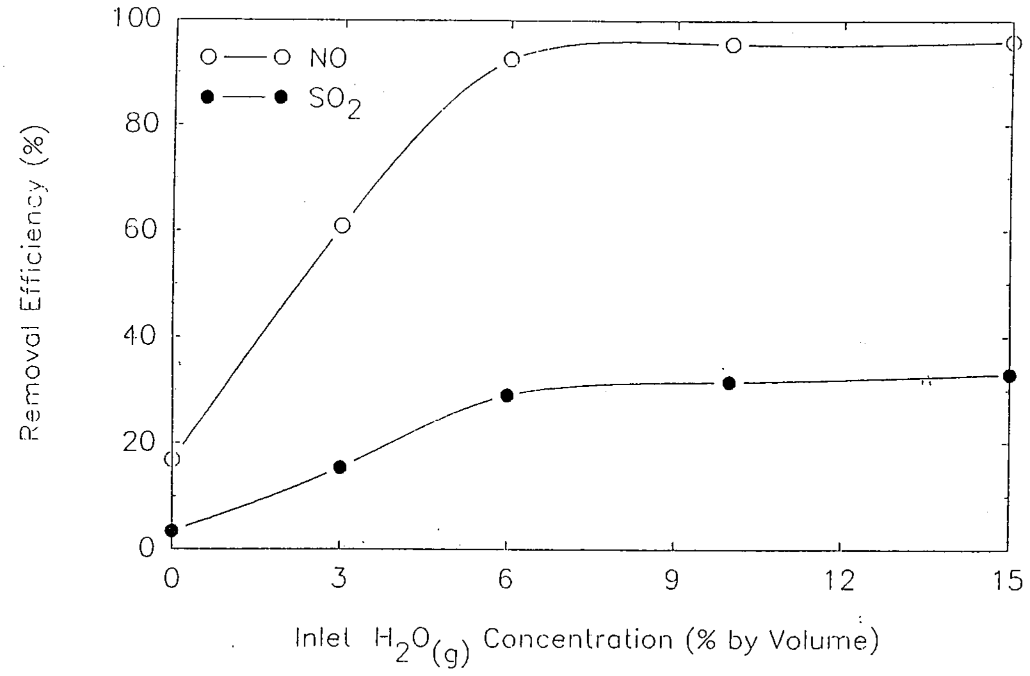


Figure 4 Dependence of η_{so2} and η_{NO} on inlet [$H_2O_{(g)}$] at 160℃ for gas streams containing 1000 ppmv SO_2, 250 ppmv NO, 6% by volume CO_2, and N_2 as the carrier gas. The applied voltage is 25 KV.

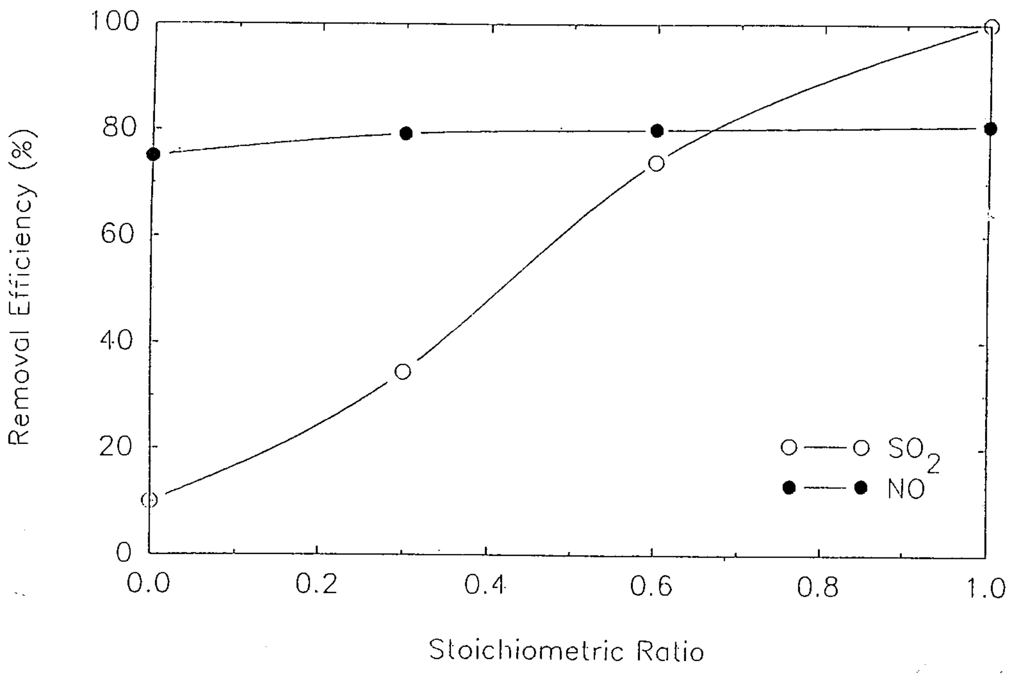


Figure 5 η_{SO2} and η_{NO} as a function of injected NH_3 expressed as stoichiometric ratio (SR) at 130℃. The processing voltage is 25KV. The gas stream is of the composition $SO_2/NO/O_2/H_2O_{(g)}/CO_2$ = 0.1/0.025/6/6/12% by volume.

The effect of adding NH_3 to the gas stream on n_{SO2} and n_{NO} was also experimentally determined and is presented in Figure 5. NH_3 was injected downstream of the reactor to chemically neutralize H_2SO_4 and HNO_3 in the gas stream. The gas stream is of the composition $SO_2/NO/O_2/CO_2/H_2O_{(g)}$= 0.1/0.025/6/12/6 % by volume with N_2 as the carrier gas. The temperature was 130 ℃. The amount of NH_3 injected is expressed as stoichiometric ratio (SR) which is defined as in Equation (B).

$$SR = \frac{[NH_3]}{2[SO_2] + [NO]} \qquad (B)$$

The above definition is based on the assumption that $(NH_4)_2SO_4$ and NH_4NO_3 are the final product of the neutralization. As SR increases from O to 1, n_{SO2} increases from 10 % to 100 % while n_{NO} is insensitive to NH_3 injection. Significant increase of n_{SO2} with increasing SR is possibly a result of the heterogeneous reactions among SO_2, NH_3, and $H_2O_{(g)}$ rather than the simple chemical neutralization of generated H_2SO_4 with NH_3 (Person *et al.* 1985; Bai *et al.* 1991).

CONCLUSIONS

The effectiveness of using DBDs to remove SO_2, NO, and simultaneously remove SO_2 and NO from gas streams was evaluated experimentally through a laboratory-scale reactor. The results obtained at 160 ℃ showed that SO_2 and NO removal efficiencies were dependent on the applied voltage, and inlet concentrations of $H_2O_{(g)}$ and temperature of the gas stream. Simultaneous removal efficiencies for SO_2 and NO at inlet concentrations of 1000 ppmv and 250 ppmv were as high as 35 % and 90 %, respectively. Higher temperature resulted in higher removal efficiencies due to a higher E/N value. NH_3 injection significantly enhanced SO_2 removal more likely due to the direct thermal reaction between SO_2 and NH_3, rather than the neutralization of H_2SO_4.

ACKNOWLEDGMENT

Advice from Professors Mark Rood and Mark Kushner at University of Illinois at Urbana-Champaign is highly appreciated. The author acknowledges funding from the U.S. Environmental Protection Agency under Cooperative Agreement CR 812582 to the Advanced Environmental Control Technology Research Center, University of Illinois at Urbana-Champaign.

REFERENCES

Bai. H., P. Biswas and Y.C. Keener. 1991. Sulfur Dioxide Removal by Reaction with Ammonia Gas to Form Solid products. 84th AWMA Annual Meeting & Exhibition, Vancouver, Paper No. 91-103.24.

Baulch, D.L., R.A. Cox, P.J. Crutzen. *et al.* 1982. Evaluated kinetic and photochemical data for atmospheric chemistry: supplement 1. CODATA Task Group on C hemical Kinetics. J. Phys. Chem. Ref. Data 11:327.

Bozzelli. J.W. and R.B. Barat. 1988. Reactions of water vapor or molecular hydrogen with trichlor-oethylene in a microwave plasma reactor. Plasma Chemistry and Plasma Processing 8: 293.

Butler, J.D. 1979. Air Pollution Chemistry. p. 275. Academic Press, New York.

Calvert J. G. and W.R. Stockwell. 1984. Mechanism and Rates of the Gas-Phase Oxidations of Sulfur Dioxide and Nitrogen Oxides in the Atmosphere. Ann Arbor Sci entific Publication. Ann Arbor.

Chang. M.B., J.H. Balbach. M.J. Rood and M.J. Kushner. 1991. Gas phase removal of SO_2 from gas streams using a dielectric barrier discharge and combined plasma photolysis, J. Appl. Phys. 69:4409.

Chang, M.B., M.J. Kushner and M.J. Rood, 1992. Gas Phase Removal of NO from Gas Streams via Dielectric Barrier Discharges. Environ. Sci. Technol., 26: 777.

Cowling, E.B. 1982. Acid precipitation in historical perspective. Environ. sci. Technol. 16: 110A.

Edney, E.O., D.C. Stiles and J.W. Spence. 1986. A Laboratory Study to Evaluate the Impact of NO_x and Oxidants on Atmospheric Corrosion of Galvanized Steel. ACS Symposium Series 318, 172.

Eliasson. B.. M. Hirth and U. Kogelschatz. 1987. Ozone synthesis from oxygen in dielectric barrier discharge. J. Phys. D:Appl. Phys. 20:1421.

Eliasson, B. and B. Gellert. 1990. Investigation of Resonance and Excimer Radiation from a Dielectric Barrier Discharge in Mixtures of Mercury and the Rare Gases. J. Appl. Phys. 68: 2026.

Fuchs. P., B. Roth, U. Schwing, *et al.* 1988. Removal of NO_x and SO_2 by the electron beam process. Radiat. Phys. Chem. 31:45.

Jordan, S. 1988. Progress in the electron beam treatment of stack gases, Radiat. Phys. Chem. 31:21.

Kogelschatz. U., B. Eliasson and M. Hirth. 1988. Ozone generation from oxygen and air. Discharge physics and reaction mechanisms. Ozone Science & Technology 10: 367.

Lyon. R.K. 1987. Thermal DeNOx. Environ. Sci. Technol. 21:231.

Neely, W.C., E.I. Newhouse, S. Pathirana, *et al.* 1989. An AM1 SCF MO study of the reaction of formaldehyde with atomic oxygen. Chemical Physics Letter 155: 381.

Paur, H.R., S. Jordan and W. Baumann, 1988. Removal of the Aerosol Formed in the Electron Beam Dry Scrubbing Process by Bag Filters. J. Aerosol Sci. 19: 1397.

Person, J.C. and D.O. Ham. 1988. Removal of SO_2 and NOx from stack gases by electron beam irradiation. Radiat. Phys. Chem. 31: 1.

Rhoads, T.W., J.R. Marks and P.C. Siebert. 1990, Overview of industrial source control for nitrogen oxides. Environmental Progress 9: 126.

Sardja, I. and S.K. Dhali. 1990. Plasma oxidation of SO_2. Appl. Phys. Lett. 56: 21.

Singh, H.B. 1987. Neactive nitrogen in the troposphere - chemistry and trans port of NO_x and PAN. Environ. Sci. Technol. 21:320.

Spengler, J.D., M. Brauer and P. Koutrakis. 1990. Acid air and health. Environ. Sci. Technol. 24: 946.

Temple, P.J. 1972. Dose-response of urban trees to sulfur dioxide. J. Air Pollution Control Association 22: 271.

The National Acid Precipitation Assessment Program, 1990, 1989 Annual Report to the President and Congress.

Tokunaga, O. and N. Suzuki. 1984. Radiation chemical reactions in NO_x and SO_2 removals from flue gas. Radiat. Phys. Chem. 24: 145.

Thomas, L.M. 1987. Next step in the bettle against smog. USEPA Journal.

Wayne, R.P. 1985. Chemistry of Atmosphere. p. 196. Clarendon Press, Oxford.

Wills, C. and A.D. Boyd. 1976. Excitation in the radiation chemistry of inorganic gases. Int. J. Radiat. Phvs. Chem. 8: 71.

Wood, W.P., A.W. Castleman, Jr. and I.N. Tang. 1975. Mechanisms of aerosol formation from SO_2. J. Aerosol Science 6:367.

北桃沿海地區防風林及稻作損害之文獻回顧及系統分析方法[1]

Literature Review and Methods of System Analysis to the Damages of Windbreak Vegetation and Rice Crop in the Coastal Areas of Taipei and Taoyuan Counties

陳　錦　煌　　鄭　福　田[2]
Jim-Huang Chen　　Fu-Teng Jeng

國立台灣大學環境工程研究所
Institute of Environmental Engineering,
National Taiwan University

摘　要

北桃沿海地區防風林和稻作損害爲一長期未定之不明公害糾紛。過去二十多年來已進行許多調查，惟缺乏一有系統之歸納整理；本研究試圖以整體的資料文獻回顧，對此不明公害作定性評析，並提出欲作定量分析時所需的系統分析方法。目前，歸納所得之文獻及資料，本研究獲致以下結論:(1)稻作總產量減少，主因爲耕地面積減少；(2)而造成稻作單位面積減產之主因爲天災，包括颱風、風害、水害、旱災；(3)木麻黃受害之主因爲颱風；(4)水稻致害的主因爲鹽沫。

本研究未取用台電的空氣品質觀測資料。由其他方面所獲得的資料，目前尚無法確定林口電廠污染與水稻產量及木麻黃消長的關係。

關鍵詞：沿海鄉鎮環境公害，稻作損害，防風林損害，自然災害，環境評估

---

1. 計畫編號 EPA-81-K202-09-13。
2. 通信作者。

ABSTRACT

The damage to windbreak and rice crop in the coastal villages of Taipei and Taoyuan counties was a public dispute long since. Althought there were many investigations in the past 20 years, the results were lack of systematic organization. This study was conducted to review all published literatures, to access the unknown public dispute qualitatively and to propose the methodology to analyze this problem quantitatively. After detailed analysis and evaluation, it was concluded: (1) The main cause for reduction in total rice crop production was the decrease in cultivated area for rice crop; (2) The main causes for reduction in the yield per unit area of rice crop were natural disasters including typhoon, wind storm, flood, and drought; (3) The main cause for damage to the windbreak vegetation was typhoon; (4) The main mechanism for rice plant damage was salt-spray from the sea.

This study did not utilize any environmental measurements collected by Taiwan Power Company. Based on the available information this study cannot determine the relation between pollutants from Lin-Kou Power Plant and yield of rice crop and growth of windbreak vegetation.

Key words: Environmental damage in coastal villages, rice crop damage, windbreak damage, natural disaster, environmental assessment

一、概　述

自然環境變遷與人爲活動均可能損害生態環境，人爲活動所造成的損害稱爲公害(Liao *et. al.* 1991)。部份公害問題，污染源排放的物質可在受害的環境或個體中檢出，因而被認爲有污染的行爲，有時雖然沒有明確的受害現象，民眾索求的條件也可經協調達成。但某些環境損害的問題中，可能人爲污染並無優勢，而自然環境的變化也扮演重要角色；或是原生污染物的影響小於其二次污染物(如酸雨)；或是人爲污染與環境條件有協力作用而增加損害效力；或二者之合併效果超過受體的負荷臨界等，此類問題不易確認造成損害的主因，是所謂「不明公害」，北桃沿海地區防風林及稻作損害即爲典型案例(以下簡稱北桃不明公害)。此案之起源可溯自民國57年台電林口電廠(其位置如圖1)開始試車並於翌年開始商轉，其後即時常有農民抱怨稻米收成減少，歸罪於林口電廠之煙囱排氣所造成，台電公司則認爲其已注意煙囱排氣對環境之衝擊，其電廠周圍裝設之二氧化硫監測器顯示未超過國家環境空氣品質標準，且台電認爲北桃沿海一帶，東北季風帶來之海鹽，亦對當地之稻作產生影響，台電公司主張要有科學之證據，證明水稻之減產爲該公司之責任，該公司願負賠償之責。

民國78年7月桃園縣政府向台電公司求償污染損害及地方建設補助，具文提請行政院公害糾紛督導處理小組討論，經該小組歷次審議，認爲有關林口電廠公害糾紛問題，過去斷斷

決定確切之成因。至民國80年9月環保署決議組成北桃公害鑑定小組。

鑑定小組於民國80年12月召開第一次會議，會中一致認爲有關北桃地區之公害糾紛，過去二十多年來，已進行許多調查研究，但是這些資料沒有經過一有系統之整理歸類。因此本研究乃將過去有關北桃防風林稻作之糾紛問題相關資料研讀評析，試圖找出北桃不明公害的可能原因，並規劃未來鑑定時所須之研究內容。

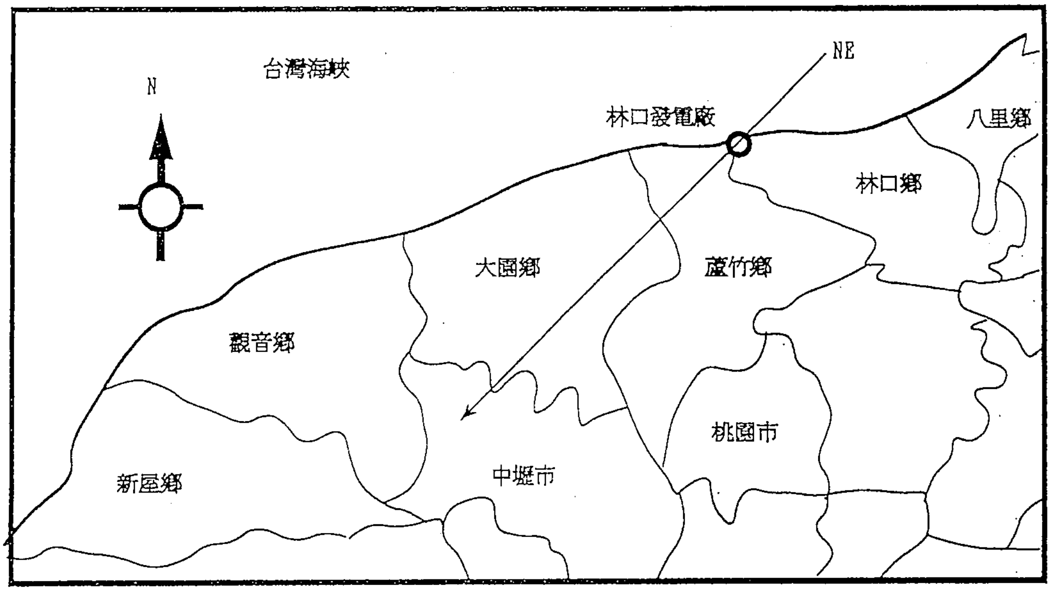


圖 1　北桃沿海六鄉與林口電廠相關位置

二、問題研究與方法論

回顧北桃不明公害的歷史演進與相關研究，共可歸納五項待克服的問題。

1. 損害可由單一因素形成，或多種因素形成，過去對北桃公害問題的研究，假設公害由單一因子造成，再探討該因子的影響程度而獲致結論。由於不同的研究所考慮的影響因子不同，故獲得不同的結論，公害問題至今仍無明確結論，這是過去研究上的缺失；
2. 防風林的損害量可由過去調查的面積資料得知，但是稻作的損害量則需由預期產量減去實際收獲量而求得，預期產量不僅是經驗上的估計，而且也會隨耕作者的意願和耕作技術的發展而改變，這種不確定性將會影響稻作損害量推估的可信度。
3. 過去的文獻或資料不全俱完整性，除缺少QA/QC的過程，且不同的文獻或資料係基於不同的研究或使用目的，故使用這些文獻資料時，需再考慮其適用性。
4. 爲能提供決策的參考，非確定性關係須獲了解，定量關係亦亟待確認。
5. 主要被關心的事件係發生於過去，而非現在，許多因子的歷史資料不易取得。

對問題一，本研究考慮多種因子對損害的貢獻，並藉文獻回顧與廣域專家的綜合研討，儘可能周延這些影響因素的廣度。由此，我們對北桃不明公害的問題建立了如圖2研究系統。圖2.是一個以環境因子及水稻受害程度爲因果的研究系統。這個系統基於並符合長久以來北桃不明公害對環境因子應爲水稻的減產負責的疑問。然就微觀上，環境因子對防風林或水稻的影響係透過一組獨立機制的作用而成，我們稱爲危害因子。一個環境因子可能會有數個危害因子或數個環境因子同時會有某種危害因子。故圖2.中之路徑A是一個二維矩陣。

直接利用環境因子與防風林及稻作損害的相關性來推論二者的因果關係不易了解其發生的機制，且容易獲致錯誤的推論，因爲高相關性可能是一巧合的表象。例如分析林口電廠排硫量與北桃沿海稻作減量的時序相關可發現二者存在高度的相關，但實驗卻可証實大氣的二氧化硫並非致害主因；又如該區的東北季風也與稻作減產存在顯著相關，但實驗証實鹽沫才是危害因子。用環境因子所包括危害因子來作相關性分析，則可適度也避免這種錯誤，這是我們以圖2.作階層分析的理由。

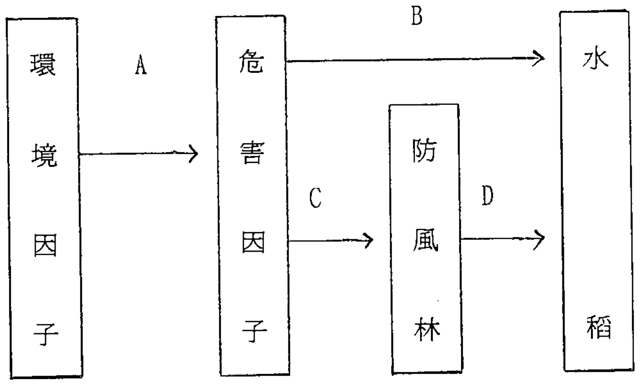


圖2　北桃不明公害的研究系統

對問題二，我們認爲統計的方法已足用於定性關係之探討。利用過去無嚴重天災與人爲污染時段的稻作實收量迴歸成預期產量曲線，以代表相同耕作意願與耕作技術發展下的稻作產量。將預期產量曲線外插推估爾後數年內應有的稻作產量，再將預期產量減去實收量即得稻產偏差量，其中包括自然環境和人爲污染的影響。此過程的爭論點在於迴歸方程式的選擇。既然我們只求定性問題的探討，只要符合下列原則的函數關係都可採用：

⑴簡單的函數形式，而且迴歸的相關性良好。

⑵被推估的年份如果沒有嚴重的天災或人爲污染影響，則實收量應能充份接近預期產量。

對問題三，本研究所有的文獻回顧及假設之建立都採下列原則：

⑴對於同性質的記錄或調查資料，如防風林面積或稻穀產量，蒐集不同的來源之資料加以比較，對其相異之處追溯其原始資料獲得方式，整理方法，並評估其可信度後依本研究之用途擇取最爲正確的部份；

⑵指述文獻之結論，但不以該文獻結論爲本研究之結論；

⑶對文獻中的推論，本研究對其推論的正確性予以評論。

對問題四，本研究的定性分析分法是建立環境因子、危害因子、稻及木麻黃的相關性，包括經驗或科學的證據與認知，相關係數，趨勢比對等三種，皆爲常見的方式。但相關性不代表因果關係，所以相關性分析的結論在根本上都是一種假說。不同的相關分析法對各假說的正確性有不同的支持程度。例如以植物病理學的鑑定法則獲得之證據，可充份支持假說成立。此鑑定法則基本上由著名的柯霍瓦準則(Koch's Postulates)加以修正而來，包括四個條文：

⑴植物受害後會呈現一定的病徵，而病變的發生與可疑污染物或加害因子間存有流行病學上的相關性，包括地緣相關，時間序列相關；

⑵自受害植物體內可檢出可疑之污染物或加害因子，但若科學證明該等因子與植物作用後即消失者例外；

⑶人爲以污染物或加害因子處理該植物，可產生與(1)完全相同之病徵；

⑷在人爲處理病變的植物體內可以再檢出與(2)相同之污染物或加害因子。

如果是以統計相關或趨勢比對，則對假說的支持程度與資料的多寡及詮釋方法有關，不若鑑定法則之嚴密。因此要全面確認假說的成立，則有賴一個完整的定量分析系統，這個系統的精神在於科學研究所要求的再現性，藉目前或未來觀測資料對模式健全性的驗証，我們可以利用模式和過去的觀測或紀錄資料模擬出過去不同危害因子的影響程度，稍後我們將介紹此系統。

對於問題5，並非任意需求的歷史紀錄都可取得，例如我們僅能取得桃園縣農業氣象災害紀錄，但各鄉的詳細受害情形卻無法獲知，這不僅減弱定性分析對各項假說的支持程度，而且也限制了定量系統的發展空間。

三、防風林面積消長及危害因子

1. 防風林面積的消長紀錄

對早期(民國45年)防風林面積的估計，有不同的資料來源(Lee 1984; Sheng 1961; 農林航測所 1986)，且估計值互有差異。經比較，本研究採用農林航測所航照圖之估計值(台灣光復後每十年一次航測)。綜合過去的紀錄，北桃沿海防風林在二次大戰後共歷經四次顯著的變化，其較可能原因與面積更動如下：

⑴民國45年大面積海岸砂坵造林成功達956.57公頃；

⑵民國54年大量海岸林解除爲農地故減爲878.82公頃(新屋鄉以100公頃計)；

⑶民國63年艾爾希颱風破壞林帶，面積僅剩534.52公頃；

⑷民國73年因復舊造林積極展開，面積增爲736.07公頃。

除這四次以外之時期，有無面積的逐漸變化或林相密度逐漸減低的現象，則沒有較嚴密的調查紀錄，因此在兩次防風林面積變化期間，林相是否已有明顯損害則不得

而知，因而無法廣度地分析所有影響防風林面積的因子及其相對的重要性，上述相伴歷次面積變化時的原因，僅是文獻記載上較爲顯著的原因之一。

2.影響防風林消長的危害因子

由於防風林面積正確而可考者僅四筆，故統計子相關法及趨勢比對法皆不適用，只能由病理學的研究及歷次面積變化時的證據來探討。

(1)鹽沫：林(Lin 1979)調查北桃沿海木麻黃之病徵並調查發現海風中含有大量鹽份，初步認爲該病徵係由鹽沫造成。孫(Sun *et al.* 1992)調查民國80年10月雲林、彰化疑似鹽沫上陸(Sun *et al.* 1992)認爲由外圍颱風引起之爲害，也發現木麻黃有相同病徵，故鹽沫引起木麻黃病變之病徵已有流行病學上之相關係。

孫 (1982) 採取當地防風林受害葉片加以分析並與健康者比較發現前者含氯量高出後者10倍以上。曾 (1990) 調查田間木麻黃之氯鈉累積情形，並在實驗室進行人工海鹽模擬試驗，證實田間植物氯鈉之累積趨勢與室內模擬者相符，而且田間病徵與人工模病徵亦同。此三份報告合併後已完成柯霍氏準則之驗證，因此鹽沫對木麻黃焦枯之假說已獲充份證實。

國外有關鹽沫危害林木病徵的研究，包括 McCune *et al.* (1977) 研究海水冷卻塔噴出之鹽霧得知 120 mg/m^3 以上的鹽可以開始危害 Dogwood 林木，Bernstein (1975) 的綜合研究指出木本植物氯累積超過0.5%，鈉累積超過0.2%以上會開始危害，並證明氯會造成葉片之肉質化。Boyce (1954)以 NaCl, Na_2SO_4, K_2SO_4 等人工鹽沫處理植物，發現氯最易達到致害程度，且歸納其病徵爲緣枯、尖枯、腫大及肉質化是典型的鹽沫病徵。這些現象皆與北桃沿海防風林受害病徵類似。

(2)二氧化硫：方(Fang *et al.* 1976)以人工二氧化硫對木麻黃熏氣實驗，得知1.68 ppm SO_2 三日可致葉枯，0.45 ppm SO_2 需十四日始致葉梢灰白、老葉枯黃，以 0.13 ppm 熏氣三十日則無病徵。對當地大氣中SO_2的監測值，方及陳(Fang *et al.* 1976)於林口電廠下風區之海湖、沙崙、永安測得平均濃度爲0.022 ppm, 0.015 ppm, 0.012 ppm，林(Lin, 1979) 在民國67年5月至68年1月之測值多在數ppb之間，孫(Sun 1982)於民國70年3～4月測得平均濃度爲0.017 ppm及0.023 ppm，皆遠小於實驗所採用之濃度範圍。

故以試驗高濃度SO_2與短期曝露所得之結果直接推論當地低濃度與長期暴露條件下之結果未被完全接受(Chi Tsun 1979)，但若比較當地病徵，即葉緣、葉尖之枯萎、與一般SO_2病徵(Jacobson *et al.* 1970; Sun 1984 之圖鑑)兩者截然不同，可爲此推論的另一佐證。綜合兩項證據可初步推論SO_2並非主要加害因子。

(3)暴風雨：暴風雨對防風林的直接破壞方式包括強風吹襲及豪雨流失。航照證據顯示強烈暴風雨的直接破壞是造成防風林損害的主因之一。由中央氣象局資料，民國58年9月強烈颱風艾爾希由宜蘭登陸，自新竹出海，瞬間最大風速50 m/s，海岸林受害面達450公頃，佔51.2%，從民國59年4月及5月兩次的航照判讀上可見如下特點：

・整個桃園縣海岸林相鬱閉嚴重破裂，呈現廣大面積的受害；
・海岸砂丘改變，觀音鄉塘尾原河道海口的封閉致水流入海岸林呈沼澤地；
・林帶外緣消失成砂坵或呈大面積帶狀枯立木，中內層稍佳，但亦受害嚴重。原森林內之隱蔽建物因林帶鬱閉破裂，而由航照上清晰可見。

以上特點與民國75年韋恩颱風破壞雲林縣防風林的航照判讀結果頗多相似。颱風以外的暴風雨對木麻黃的直接破壞尚無報導。

⑷土壤鹽度：柳及程(Liu *et al.* 1984)調查當地土壤鹽份，發現土壤鹽份在東北季風期高於非季風期，林緣高於內陸，表層土高於深層土，但皆低於4 mmho/cm ，雖有所累積，但不致危害防風林。

⑸病蟲害：林(Lin 1979)研究海岸防風林根組織之線蟲共發現二種寄生性線蟲，二種非寄生性線蟲，該研究並指出在台灣環境中，它們對木麻黃的危害尚無研究報告可資考查。雖然如此，作者仍推論該區防風林受害與線蟲無關。本研究認爲此種推論係按此類線蟲對其他植物影響的研究經驗，仍需以實驗求證。

⑹土地利用形式的改變：如前述四個時期防風林的面積改變，其中有三次歸因於土地利用改變，包括造林及林地解除爲農地。依據徐鼐所撰「石門水庫」所載，早期爲安置石門水庫淹沒區居民，經選擇區內海岸林地砍伐作爲移民新村，由民國47年至52年共移民278戶，每戶配建地140坪及約一公頃的海埔新生地（即海岸林地），致防風林面積降爲878.82。由民國54年航照圖之判讀，此時除由林地解除開發爲農地外，各耕地防風林生長分佈，仍維持早期規模。但民國63年之航照圖顯示，各耕地防風林已有明顯破壞，部份更因農地重劃而砍除。由此顯見，土地利用形式對防風林面積有決定性的影響。

四、稻作產量的變化紀錄及其危害因子

1. 北桃沿海六鄉之稻作產量

本研究所收集的稻作產量資料共有兩個來源：一是中央圖書館所存之台北縣統計要覽及桃園縣統計要覽(Taipei 1951-1990, Taoyuan 1951-1990)，內容爲各鄉的單位面積稻穀產量，另一來源是台灣省糧食局提供之「桃園縣稻米推定實收量」及「台北縣稻米推定實數量」(TPG 1951-1900)，內容包括收獲面積，無收獲面積，單位收獲面積量。本計畫以稻穀產量爲基本分析數據，故以統計要覽的資料爲主，稻產的收獲面積及無收獲面積則取用糧食局所提供之資料。由於無收獲面積遠小於收獲面積（1%以下），故耕地面積幾等於收獲面積，據此，以下均以〝耕地面積〞或〝稻產面積〞代表收獲面積，且以單位面積產量代表單位收獲面積之稻穀產量。

稻作總產量爲稻作面積與單位面積產量的乘積，因之，如稻作面積減低，總產量則相對減低。圖3 及圖4 爲北桃沿海六鄉一期作及二期作歷年的單位面積產量演變情況。此二圖顯示此六鄉的單位面積產量在基本上是呈增加的趨勢，但是若只看總產量的

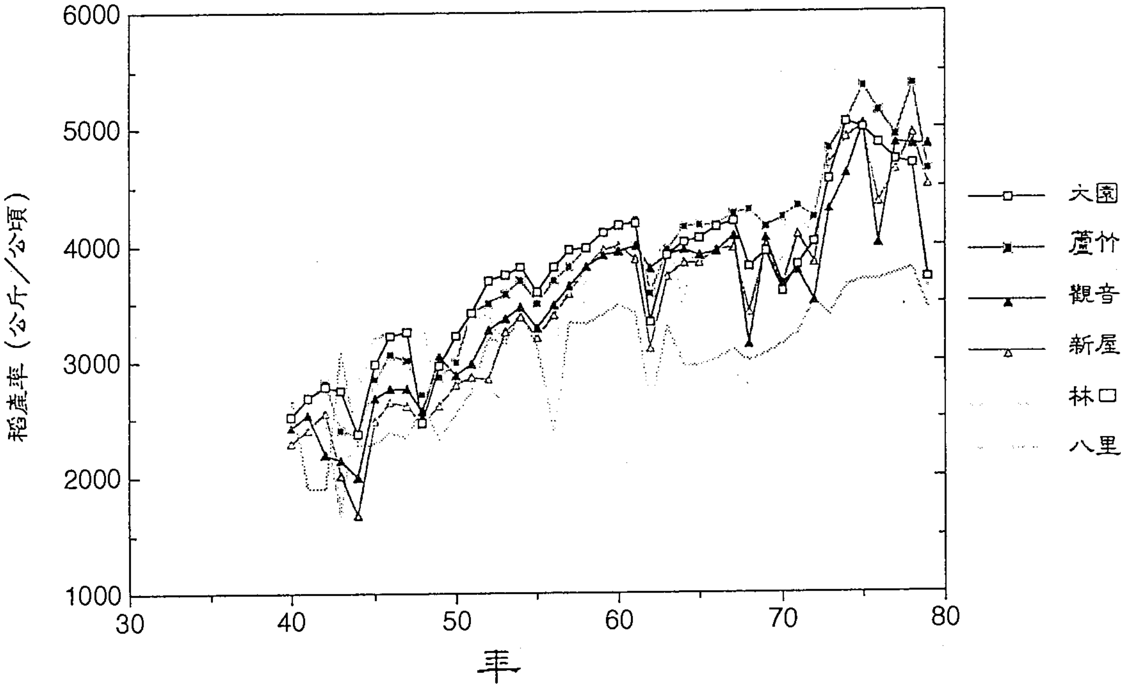


圖 3　北桃沿海地區六鄉一期稻作產量年平均值

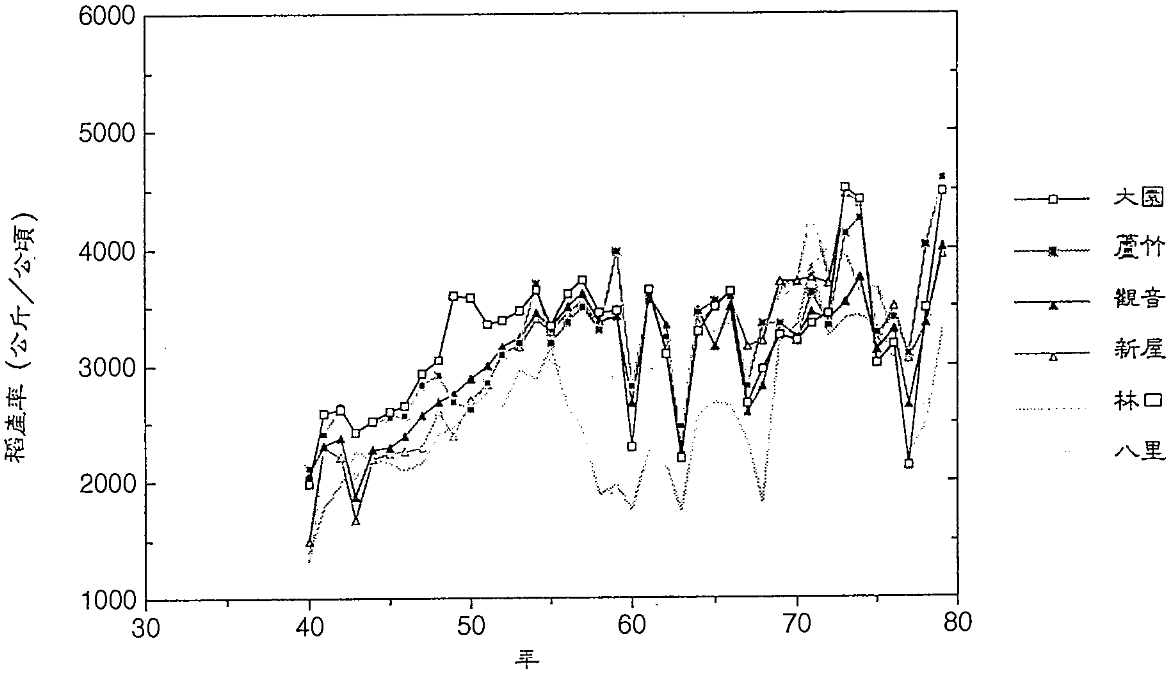


圖 4　北桃沿海地區六鄉二期稻作產量年平均值

演變，則可發現最近20年有强烈減低的現象，其主要原因是耕種面積減少所致，如圖5 及6 ，由此二圖可看出桃園縣沿海四鄉的耕地面積在民國70年以後則有快速減少的趨勢（其中大園鄉之耕地減少始於民國65年），至民國79年蘆竹、大園、觀音之耕地面積減少一半，新屋減少五分之一，八里鄉、林口鄉則僅餘五分之一以下。在二期作面積，八里、林口兩鄉各僅有40餘公頃。影響稻產面積的因素只有片面的報導迄今尙未有全面的文獻探討，本研究也沒有收集到任何可引用的有關影響稻產面積的資料，所以此部份成因，不在本文中繼續討論，而且根據糧食局的資料，北桃沿海之鄉四十年內的收穫面積完全等於耕作面積，顯示本文下所考慮的各種危害因子如空氣污染與颱風、水害、旱害、病蟲害、農業災害等，並未直接影響耕地面積，所以爾後所引用之稻產資料均爲單位面積產量。圖3 與圖4 顯示林口鄉的一期作及二期作單位面積產量較其他五鄉爲低，而八里鄉與桃園沿海四鄉之單位面積產量較爲接近。因爾後本計畫所引用的農業災害資料並無各鄉之災情，而僅有桃園縣的災情報導，故我們引用桃園縣之單位面積產量資料之時序變化與桃園縣沿海四鄉的單位面積產量的時序變化加以比較以了解二者是否有相似的變化趨勢。其比較結果如圖7 及8 ，二者之變化趨勢有相當良好的一致性，此外，我們也比較桃園縣稻產的時序變化與沿海各鄉的時序變化的相關性，結果也發現非常良好的一致性，一期稻的相關係數在0.89～0.95之間，二期稻的相關係數在0.69～0. 87之間，所以在爾後的分析中，可以直接引用桃園縣沿海四鄉單位面積產量或單位面積與桃園縣災情比較而不致有錯誤的推論。

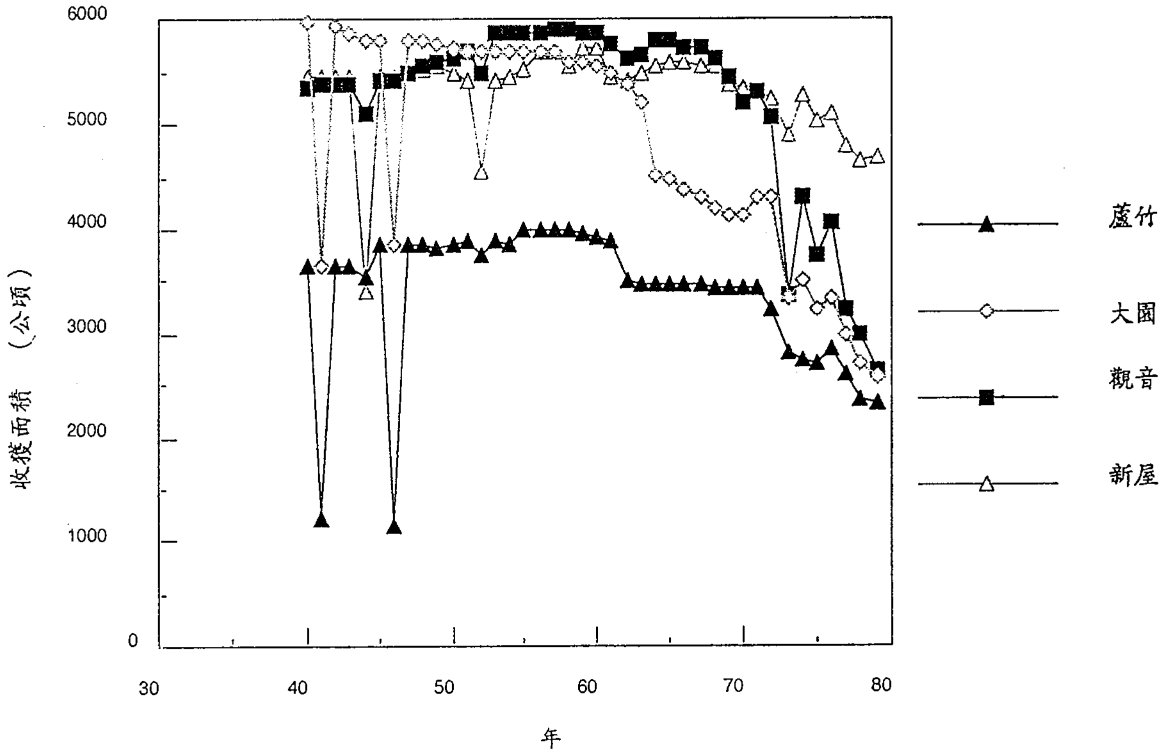


圖 5 桃園縣沿海四鄉一期稻產面積演變情形

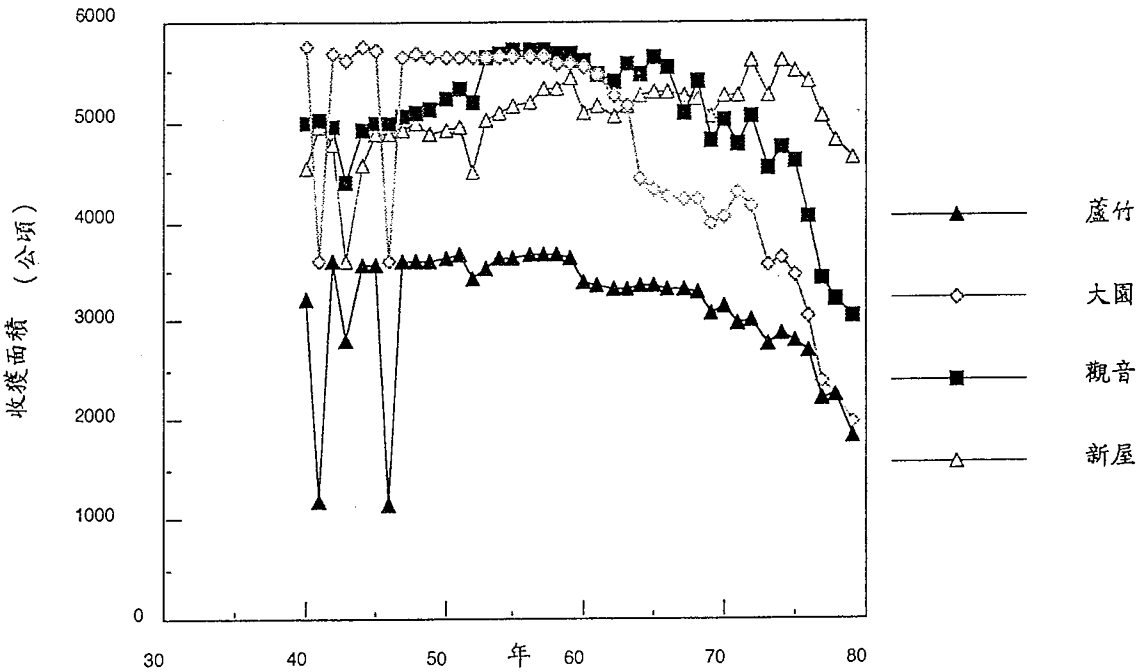


圖6　桃園縣沿海四鄉一期稻產面積演變情形

雖然林口鄉與八里鄉也有單位面積產量之資料，但是我們不能引用桃園縣的災情資料與此二鄉或北桃沿海六鄉的平均產量相互比較，因為此二鄉之收獲面積與桃園沿海四鄉差異甚大。桃園縣沿海各鄉之收獲面積約為林口鄉或八里鄉之6～100倍，例如在民國50～60年間，觀音鄉之收獲面積達6000公頃，而林口鄉僅約500公頃，而且民國70年以後林口鄉的收獲面積降低了5倍之多，到民國79年一期作只餘75公頃，二期作只餘43公頃。

3. 稻產趨勢及變異性分析

依前敘〝問題研究與方法論〞對問題二的討論，本研究選擇民國40～79年稻穀產量紀錄中的前20年作為迴歸的基礎資料，並以對數曲線(y=a*log(x)+b)迴歸曲線形式。原因如下：

(1)由民國40～59年間除民國40年、43年、58年外桃園縣農業災害的次數和規模都很小（PADF 1951～1991）；

(2)因為北桃不明公害的爭論在於林口電廠商轉後可能產生一些新的，或許是未知的影響，因此本研究考慮以林口電廠商轉前的預期產量曲線外插至商轉以後的年份，以區別這個危害因子的存在。林口電廠於民國58年開始商轉，我們假設民國59年以前這個危害因子尚未發生效應。

(3)對數曲線的迴歸的相關性良好，且符合稻產量有限成長的觀念。

民國60年～民國79年間沒有顯著農業災害的年份，稻作實收量都能充份接近預期產量曲線，顯示我們採用的方法合理地接近實際現象，並非高估。

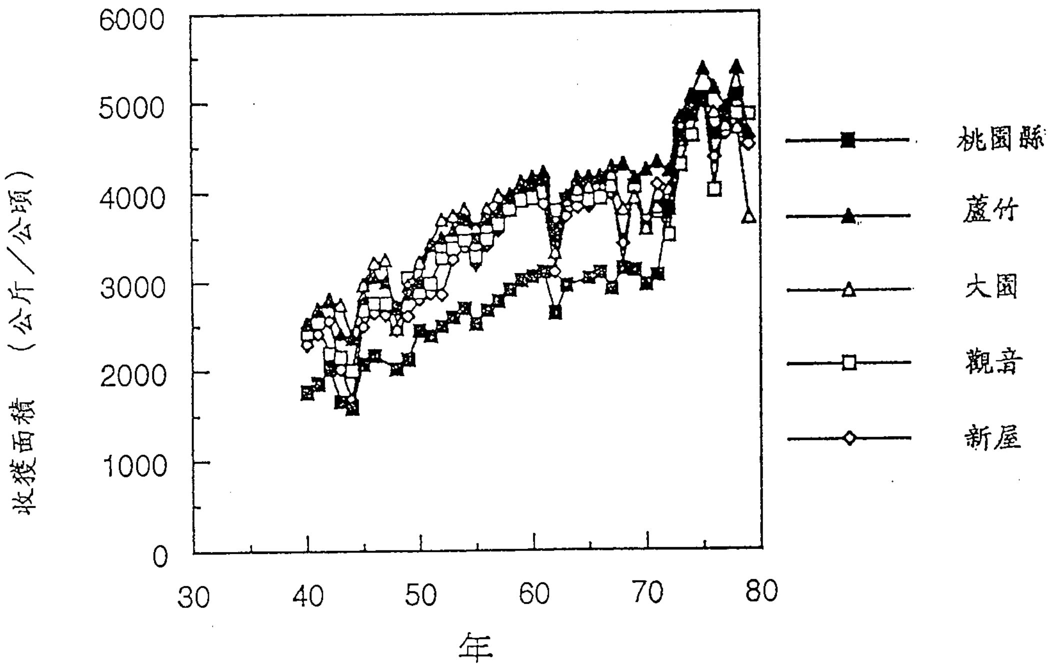


圖 7 桃園縣與沿海四鄉之一期稻作產量年平均值

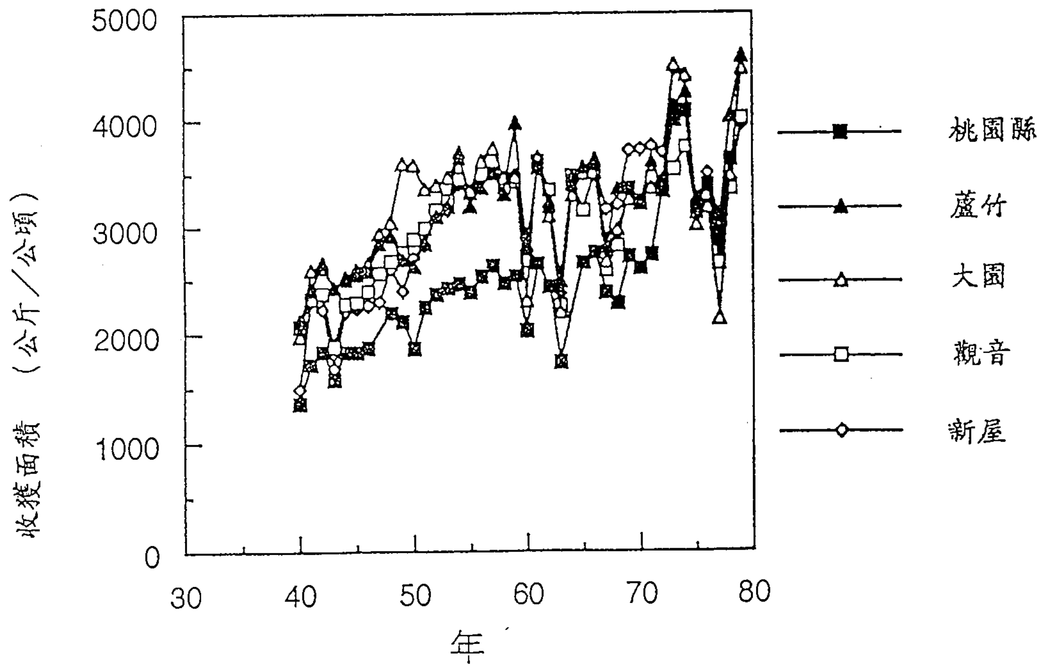


圖 8 桃園縣與沿海四鄉之二期稻作產量年平均值

我們將實際產量減去預期產量稱爲偏差量。圖5及圖7爲沿海六鄉一期作產量變化及其偏差量，圖6及圖8爲二期作產量變化及其偏差量。由此四圖可得下列重要現象：

(1)民國60年以後八里鄉第一、二期作均無減產現象；林口鄉一期作有減產現象，但二期作則無減產現象；桃園縣四鄉第一、二期作均有減產現象；

(2)雖然從圖5中可見民國六十年以後林口鄉的一期作明顯低於其他五個鄉，但其稻產偏差特性卻與桃園縣四鄉相同，此現象說明林口鄉較低的產量與其減產的程度並無明顯關係。

(3)本研究也計算各鄉稻產偏差量的相關係數（表1及表2），以了解各鄉間影響稻產因素的相似性。我們發現，在前20年間僅桃園縣四鄉間的一期作與新屋與觀音的二期作有較高的相關性。在後20年，一期作仍維持前20年的相關性，但二期作的相關性則有明顯的改變，八里鄉與林口鄉、八里鄉與新屋鄉、及桃園縣四鄉間均有較高的相關性，顯示較前20年，此時期環境因子有顯著的改變，並影響此區的稻作產量。

表1　民國40～59年由"最適曲線投影"所得沿海六鄉鎮稻產率偏差量間之相關係數

	八里	林口	蘆竹	大園	觀音	新屋	
八理		0.33(-)	0.28	0.03	0.21	0.19	
林口	0.35		0.08	0.18	0.10	0.02	
蘆竹	0.10	0.18		0.84	0.74	0.86	一期作
大園	0.32	0.50	0.15(-)		0.64	0.66	
觀音	0.06	0.17	0.32	0.42		0.79	
新屋	0.41	0.18	0.48	0.26	0.81		

二 期 作

表2　民國40～59年由"最適曲線投影"所得沿海六鄉鎮稻產率偏差量間之相關係數

r	八里	林口	蘆竹	大園	觀音	新屋	
八理		0.13	0.21	0.43	0.11	0.10	
林口	0.70		0.64	0.69	0.42	0.65	
蘆竹	0.27	0.31		0.80	0.47	0.81	一期作
大園	0.49	0.47	0.92		0.50	0.77	
觀音	0.49	0.33	0.80	0.83		0.76	
新屋	0.69	0.30	0.73	0.87	0.83		

二期作

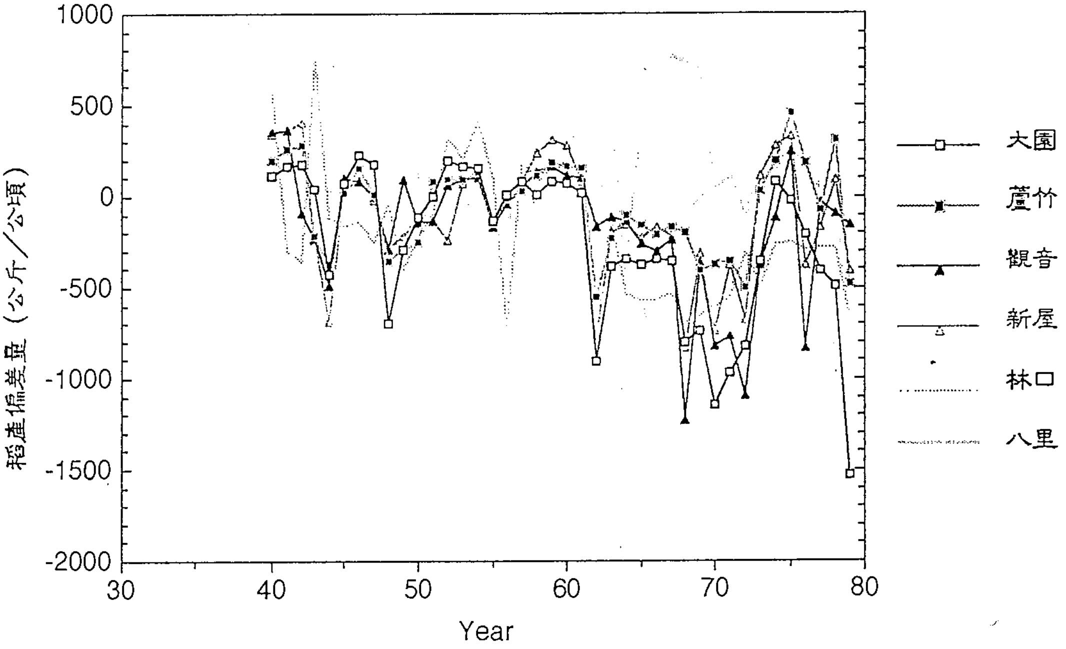


圖 9　北桃沿海地區六鄉由"最適曲線投影"所得一期稻作之年偏差量

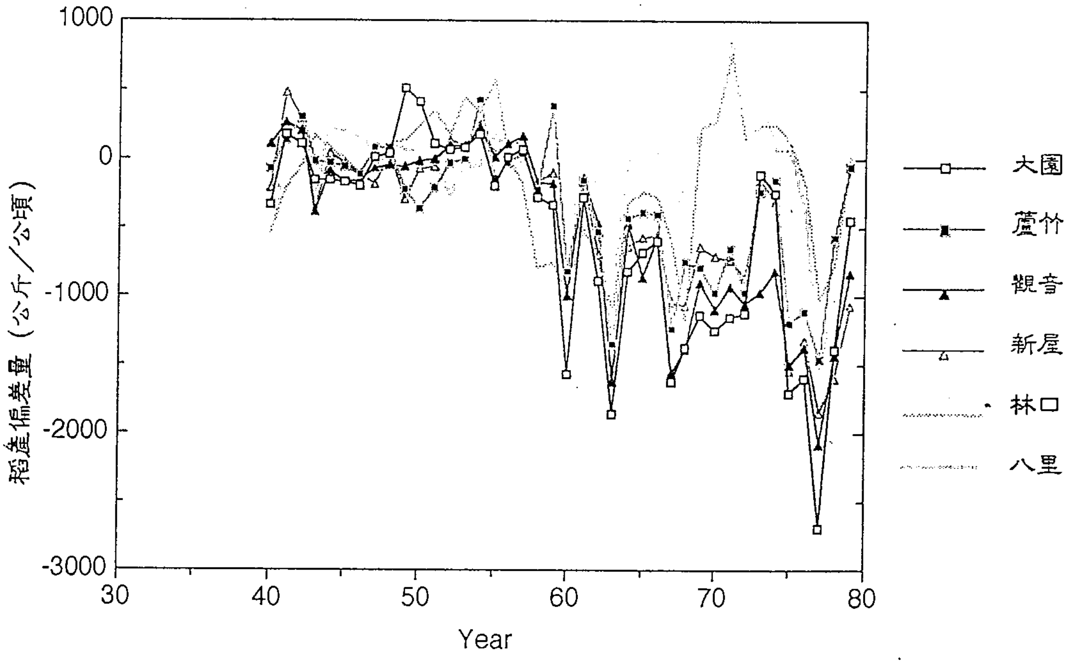


圖 10　北桃沿海地區六鄉由"最適曲線投影"所得二期稻作之年偏差量

3.影響稻作產量的危害因子

(1)鹽沫：孫(Sun 1982)發現田間水稻枯萎長度與鹽沈降量、風速累計、及強風小時數呈高度正相關，但卻與SO_2、落塵量、降雨量不呈相關，又單獨以強風吹襲稻株並不產生病徵。故水稻病變係由鹽沫造成。孫(Sun *et al.* 1991)研究指出北桃沿海地區稻作受害病徵在葉上爲尖枯、並有黃綠二條界帶，在穀粒上爲尖枯並有褐色界帶，且受害稻葉中主要累積成份爲氯、鈉、硫、氟、實驗室以鹽沫處理水稻可以產生與田間完全相同的病徵。再分析此人工誘病稻葉可發現氯、鈉、硫、氟的再累積。此結果已符合柯霍氏準則所有條文，故鹽沫可爲害水稻的假說成立。

(2)二氧化硫：如(1)所述，田間水稻枯萎長度與SO_2無相關性，且孫(Sun *et al.* 1992)指出以高濃度SO_2(0.5 ppm, 10小時)使水稻產生銹點斑及漂白條斑的病徵，與北桃沿海地區水稻尖枯的病徵迥然不同。Kats *et al.* (1985)在田間開頂式薰氣箱實驗指出0.05～0.2 ppm之SO_2不會對水稻產生病徵，薰氣27日甚至發現SO_2可助水稻成長，68日時僅0.2 ppm SO_2影響株高，採收時僅0.2 ppm SO_2造成微量減產。以上證據皆初步顯示SO_2不是北桃沿海地區稻作致病之因子。（註：稻作播種至收獲僅3～4個月，故無需更長期的薰氣試驗）

桃園縣境內大氣二氧化硫的監測資料來源計有台電設於林口、蘆竹、大園等鄉之測站、桃園縣環保署中壢測站及一些短期研究的觀測值（詳前），但前者監測資料並未驗證其正確性故暫不採用。利用環保署中壢站測值（台灣地區污染防治總檢討，1985～1990）和桃園沿海四鄉的稻產偏差量做時序比對，發現二者並無相關性，但因不能確認中壢市和桃園縣沿海空氣品質的相關性，故不能時序比對的結果推論於沿海四鄉。由於缺乏可靠的長期觀測資料，故無法推論大氣二氧化硫與稻產偏差趨勢之關係。

(3)鹽沫與高濃度 SO_2 之加乘作用：孫(Sun *et al.* 1991)以0.27, 0.3 及 0.5 ppm之SO_2與240 $mgCl^-/m^2$之鹽沫共同處理稻苗，發現SO_2並不會增加鹽沫之爲害能力，即不會增加枯萎長度，顯示二者無協力作用。

(4)土壤鹽份及酸雨：孫(Sun 1982)發現以砂網在田間濾除鹽沫即可保護水稻（相同的土壤及降雨條件），此結果可間接證實土壤鹽度及酸雨皆非致害因子。

(5)暴風雨、乾旱、及病虫害：有關北桃地區農業災害的報導僅有桃園縣的資料可用（PDAF 1951～1991），且無各鄉之報導。由紀錄顯示颱風、狂風、旱災、水災、均曾造成很大的稻作損失，但病虫害的影響較小。

我們將農業災害年總量和桃園縣沿海四鄉稻產偏差量的數據一併繪成線圖作時序變化之比較（圖11），結果發現民國72年以前的明顯減產現象都可以獲得合理解釋，但受災的程度與減產量並沒有成正比的關係，其原因之一是因爲我們所採用的受災資料是桃園縣的總災情，而減產量則僅是其沿海四鄉的平均，至於是否有受其他因素影響，由於沒有相關的研究文獻，故不作推論。對民國72年以後的明顯減量現象除民國75年的二期作外，都無法自圖11中找到對應的受災原因，特別是民國77

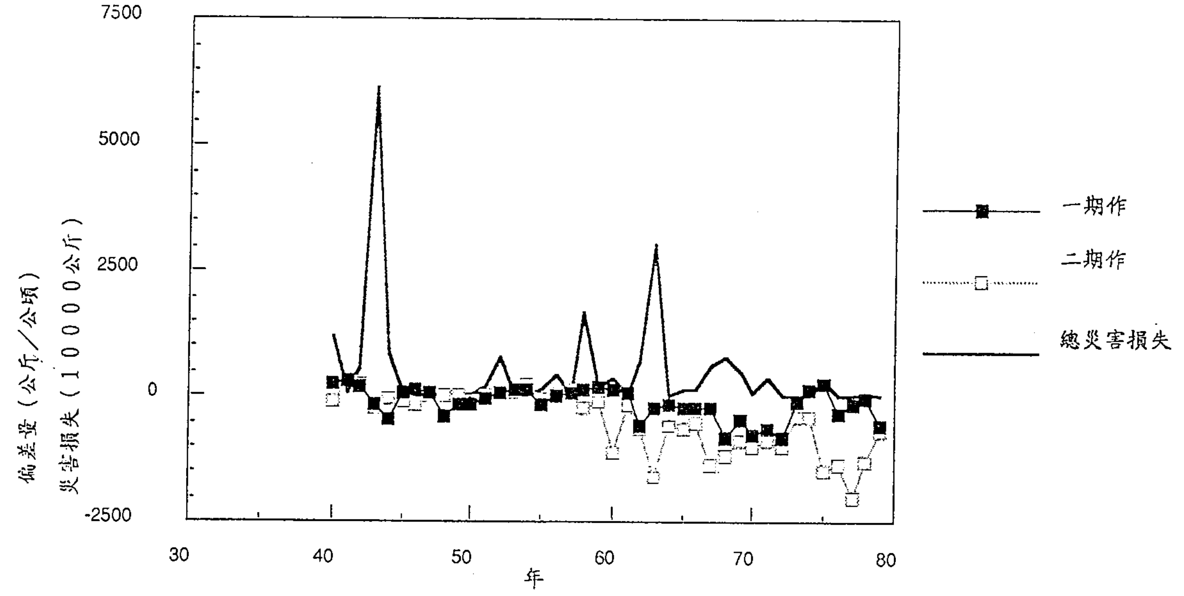


圖 11 桃園縣由"最適曲線頭影"所得之稻產率偏差量與其他因素所造成之農作物年損失的比較

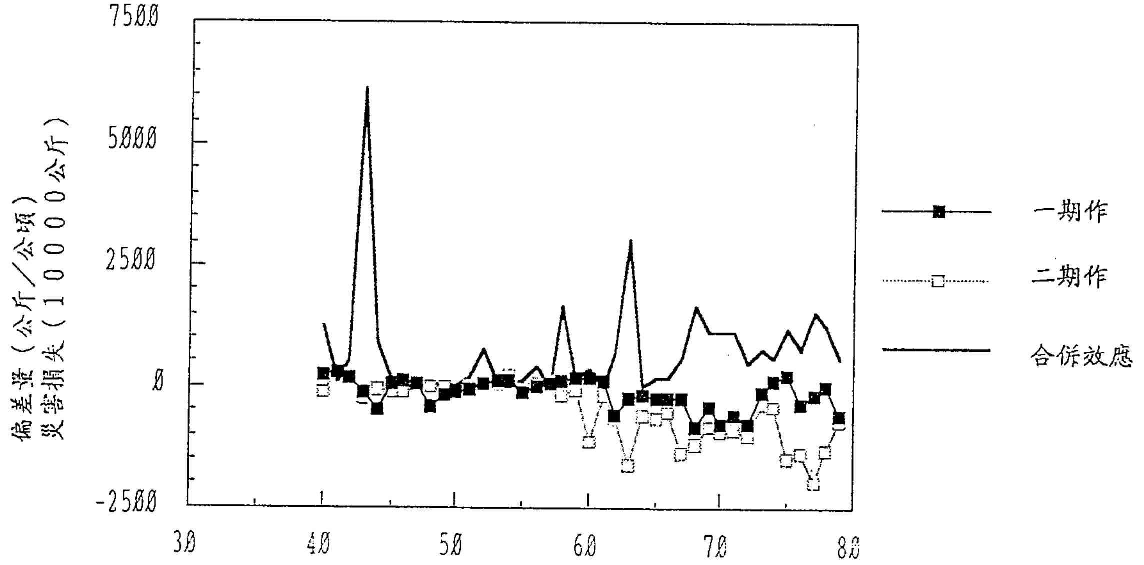


圖 12 桃園縣由"最適曲線頭影"所得之稻產率偏差量與所有因子共同影響所造成之農作物年損失的比較

年二期作的減產爲40年來最嚴重者，但該年並未有颱風、水害、狂風害、旱害及病虫害的紀錄。

上述的農業災害並未列入東北季風造成的損失，但前面已舉證强風的外力作用及其夾帶之鹽均會造成稻作減產。Boyce (1954)之研究指出一般風速需在5.5 m/s以上才會帶起大量鹽沫，因此本研究分析中正機場風速紀錄中68年～79年9月及10月中（北桃沿海稻作之結穗期）風速大於6 m/s的總時數與桃園縣沿海各鄉稻產的相關係數，在0.51～0.84之間（負相關）。由此結果提示我們需將東北季風的影響列於圖11的比較之中。雖然目前尙無法知道東北季風所造成之災害程度，但我們以民國68年以後發生6 m/s以上風速的最低小時數（9月及10月）爲受害程度的零值(CAA, 1979～1990)，將歷年的小時數乘以3倍以後再疊如於圖11的受災曲線上，以使東北季風的影響可以明顯地表示出來，這種顯示東北季風影響稻作產量的作法僅是爲示意上的方便，而並不代表實際的受災程度。其後與桃園縣沿海四鄉的平均減產量比較，其結果如圖12。由圖12可發現，民國72年後二期作的明顯減產現象也都可合理的解釋。因此我們推論颱風、雨害及狂風害、旱害、病虫害、及東北季風都是影響北桃沿海四鄉稻作減產的主要因子。

五、環境因子及危害因子的關係與推論

回顧四十餘年來北桃沿海環境的變遷，本研究發現造成防風林及稻作損害的主要環境因子包括颱風、季風、林口電廠、工業發展、地理位置等5項環境因子，每一項環境因子皆可能包含多項危害因子。這些危害因子有些已獲舉証，但仍有我們疑爲可能卻未被研究探討者，表3列出所有可能的危害因子，並按本文三、四之舉証標示其存在性。環境因子的變遷可能增加或減危害因子的效果，這種定性關係部份可藉理論、經驗判斷，但絕少知道二者的定量關係，部份甚而無法判斷作定性的判斷（環境因子對危害因子效果的增減），表4是本研究對兩者建立的關係矩陣，其中僅颱風、東北季風及地理位置及鹽沫量的關係有較多研究。孫(Sun 1982)調查得知鹽沫主要沈降於1～3公里之地區，但微滴可達24公里。郭(Kao 1992)、孫(Sun *et al.* 1992)均曾調查乾性颱風攜鹽沫上陸而使木麻黃損害的原因，但沒有調查或推估颱風所攜帶的鹽沫量。早期琉球大學幸喜善福等(Chen，1984)調查雲林、澎湖、苗栗、桃園海岸認爲桃園海岸尤以季風垂直之海岸線處，聚鹽量爲全省最高。孫(Sun *et al.* 1992) 調查西海岸鹽沫上陸沈降量之比較，發現北桃沿海鹽沫特多。農林航測所(IAFAS 1986)的航照調查資料顯示北桃沿海防風林以海岸線與季風垂直角度越大之位置受害愈重，砂丘也愈多，此爲地理位置特性造成鹽沫入侵特多之現象。

表 3 台北桃園沿海地區環境因子源對各種危害因子之影響效果

危害因子	環境因子				
	颱風	季風	林口電廠	工業發展	地理位置
暴風雨	+	+			+
鹽沫	+	+			+
乾旱					
土壤鹽度	+	+			+
病蟲害					
空氣中的SO_2	−	?	+	+	?
空氣中O_3、NOx、VOC等	−	?	+	+	?
乾沈降(酸性前驅物)	−	?	+	+	?
酸性溼沈降(酸雨)	+	?	+	+	?
鹽沫及低濃度SO_2、O_3或或其他污染物之加成作用	?	?	+	?	?
鹽沫及高濃度SO2之加成作用	?	?	?	?	?
土地利用形式之改變				+	

註：〝+〞表增加該危害因子之效果，〝−〞表減低該危害因子之效果，
〝?〞表對危害因子發生之程度有影響，但無法由理論推測其影響效果。無標示部份表示無相關性或不知其相關程度。

表 4 不同危害因子對台北桃園沿海地區木麻黃及水稻損害之影響

危害因子	木麻黃	水稻
暴風雨	1	1
鹽沫	1	1
乾旱	3	5
土壤鹽度	5	5
病虫害	3	5
空氣中SO_2含量	5	5
空氣中O_3、NOx、VOC等	3	3
乾沈降(酸性前驅物)	3	4
酸性溼沈降(酸雨)	3	4
鹽沫及低濃度SO_2、O_3或其他污染物之加乘作用	3	3
鹽沫及高濃度SO_2之加乘作用	3	5
土地利用形式之改變	1	1

註：1.直接証據顯示有明顯影響
2.間接証據顯示有明顯影響
3.理論上具可能性，但無當地實驗資料
4.間接証據顯示無明顯影響
5.直接証據顯示無明顯影響

六、定量分析系統的發展

由表3及表4知，過去的研究成果的總和尚不足以對圖2的系統作定量分析，而需要進行更多的調查與分析。圖13爲本研究建議的定量分析系統，此系統由兩個內容包涵極爲廣泛的模式爲中樞，並以實地而完整的觀測資料配合應用。從此圖中可見，本文前面所回顧的文獻及收集的資料都僅屬於此系統中的環境資料區及植物生理資料區，這兩個資料區僅是一個定量分析系統的起點。在此一鑑定系統，我們利用這兩個資料區所包含的科學基礎來促進兩個中樞模式的健全性，資料區中欠缺的部份需由新的研究項目補充。此定量分析系統也需包括一個比往昔更完整而充實的觀測網，以追蹤圖2每一步驟間的連帶關係。這套新的資料也可以求証兩中樞模式的適用性及準確性。此系統中的兩個中樞模式，一爲預報性的空氣品質模式，另一爲植物生長模式，前者引用實地觀測的氣象及污染源的資料來預測該地區的空氣污染情況，包括二氧化硫、鹽沫、臭氧等在不同氣象條件下的演變。此演變資料將供給植物生長模式，以估計木麻黃的生長狀態及水稻的產量。

利用鑑定系統的兩個中樞模式，我們可以調整表4所提各類危害因子的量，如大氣中二氧化硫的濃度、防風林的面積等，模擬出相對的木麻黃損害程度與稻產偏差量。以不同的調整程度可以模擬不同的受災程度。藉此方法我們可以找出北桃沿海地區過去的災情是由那些危害因子所貢獻，並且了解它們的貢獻比例。

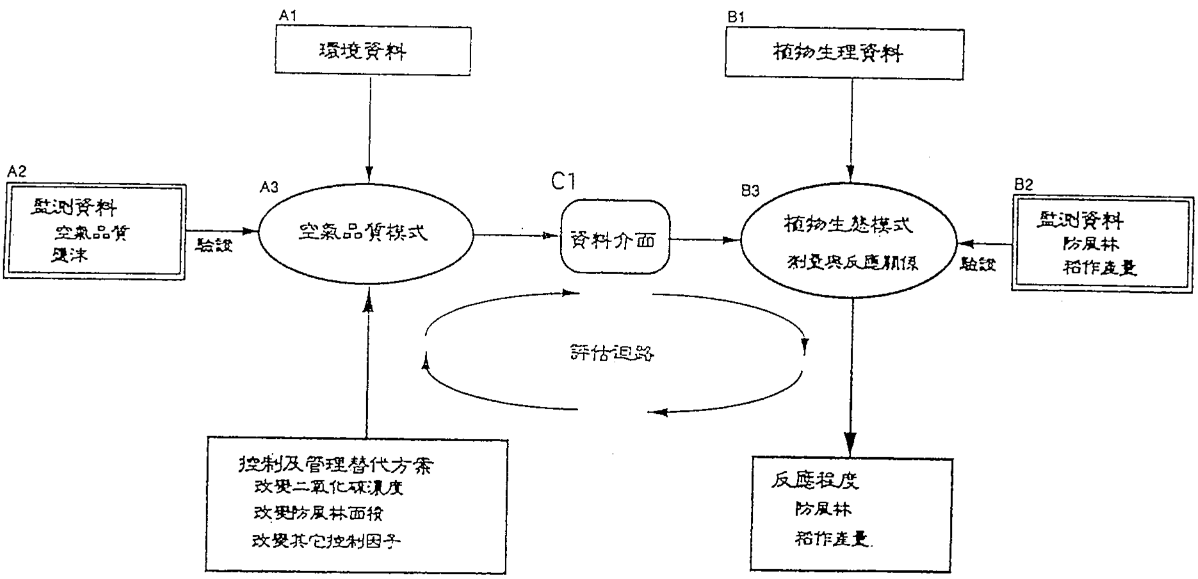


圖13 鑑定系統的組織與流程

七、結　論

綜合文獻之研析，本研究由圖2中選出獲証據充份支持的主要影響流程如下：

1.土地利用改變，減少耕種面積，致稻產總量減低。

2.颱風及東北季風直接導致大量鹽沫入侵稻產區，致稻作減產。

3.颱風破壞防風林，使木麻黃失去保護作用，導致鹽沫入侵而使稻作減產。

4.颱風、異常降水、乾旱直接侵害而致稻作減產。

至於林口電廠排放的二氧化硫對稻作及防風林的影響，由於缺乏低濃度二氧化硫對防風林長期影響的研究，且無長期之觀測資料比較稻產變化趨勢，故目前尚不能作完整的推論。

引用文獻

Bernstein, L. 1975. Effects of salinity and sodicity on plant growth. Ann. Rev. phytopath. 13: 295-312.

Boyce, S.G. 1954. The salt spray community. Ecol Monogr. 24(1): 29-67.

CAA. 1979-1990. Aeronautical Climatological Data for The Chiang Kai Shek International Airport.(in Chinese). Civil Aeronautics Admiinistration Sungshan Airport, Taipei, Taiwan.

Chen, C.S. (translation). 1984. The investigation report of salt in the air in the coastal area of Taiwan. Taiwan Forestry 10(10): 11-35.

Chi Tsun, K. 1980. The damage investigation of plant and crops in the coastal area of Taoyuan county. Diaster Research Association. Japan.

EPA. 1985-1990. The final review of protection strategy on air pollution.(in Chinese). Environmental Protection Agency, Executive Yuan.

Fang, Y.K. and C.S. Chen. 1976. Effects of sulfur dioxide on windbreak vegetation.(in Chinese). Forest Department of National Chung-Hsing U. Research report. No.145. p.11.

Institution of Agriculture and Forest of Air Survey. 1986. Forestry Bureau. The investigation of damage for agriculture and forest in the coastal area of Taoyuan. (in Chinese). Department of Agriculture and Forestry, Taiwan Provincial Government.

Jacobson, J.S. and A.C. Hill. 1970. Recognition of air pollution injury to vegetation: A pictorial Atlas. Air pollut. Contl. Assn.

Kats, G., P.J. Dawson, A. Bytnerowitz, J.W. Wolf, C.R. Thompson and D.M. Olszyk. 1985. Effects of ozone or sulfur dioxide on growth and yield of rice. Agic. Ecosystems. Environment 14: 103-107.

Lee, Y.C. 1984. The investigation of coastal plant injury in Taoyuan county and the enforced strategy. (in Chinese). Taiwan Forestry 10:4-7.

Liao, S.L., S.H. Kao and S.C. Shu. 1991. The demostratic studies of injury of identification in serious damage areas (in Chinese). EPA-80-E3K1-90-1.

Lin, C.S. and K.C. Lin. 1978. The pollution of sulfur dioxide and effects on the growth of the plants in the northern Taiwan area. (in Chinese). Experimental Forest of N.T.U. Research report, No. 121. p.241-287.

Lin, C.S. 1978. Effects and the pollutiion of sulfur dioxide in the northern Taiwan area.(in Chinese). Experimental Forest of N.T.U. Research report, No. 120. p.241-288.

Lin, C.S. 1979. Effects of salinity and other ions on the growth of the plants in the coastal area of northwestern Taiwan.(in Chinese). Experimental Forest of N.T.U. Research report, No. 124. 211- 250.

Lin, C.S. 1980. Effects of salinity and other ions on the growth of the plants in the coastal area of northwestern Taiwan.(in Chinese). Experimental Forest of N.T.U. Research report.

Liu, C. and W.E. Cheng. 1984. The investigaton of the soil property for windbreak vegetation in the coastal area of Taoyuan.(in Chinese). Provincial forest research institute, Experiment report. No.411. p.22.

McCune, D.C., D.H. Silberman, R.H. Mandl, L.H. Weinstein, P.C. Freudenthal and P.A. Giardina. 1977. Studies on the effects of saline aerosols of cooling tower origin on plants. J. Air pollut. Contl. Assn. 27:319-324.

PDAF, 1951-1991. Taiwan Agricultural Yearbook. (in Chinese). Department of Agriculture and Forestry Taiwan Provincial Government.

Sheng, C.C. and H. Kang. 1961. The windbreak vegetation in Taiwan. (in Chinese). Agriculture revival committee. No.32

Shu, N. 1965. Shih Men Reservoir.

Sun, Y.C. 1982. The relationship between salt spray and rotten rice crop in coastal area. (in Chinese). Institute of Plant Disease of N.T.U. Ph.D. Thesis.

Sun, Y.C. 1984. The technology of identification: A pictorial atlas for the damage of air pollution. (in Chinese). EPA press, Taiwan.

Sun, Y.C. and H.C. Su. 1991. Studies of rotten paddy rice and forest in the coastal area of northwestern Taiwan, the pathology evidence of the damage of salt spray on paddy rice. (in Chinese). Institute of Plant Protection Press. No.33. p.239-250.

Sun, Y.C. and T.Y. Chuang. 1992. The technologic studies of systematic expert evidence for environmental pollution damage on plant.(in Chinese). EPA. Taiwan.

Taipei C.G., 1951-1990. A statistics of comprehensive survey in Taipei.(in Chinese). Taipei County Government.

Taoyuan C.G., 1951-1990. A statistics of comprehensive survey in Taoyuan. (in Chinese). Taoyuan County Government.

TPG, 1951-1990. A comprehensive survey of food.(in Chinese). Food Bureau, Taiwan Provincial Government.

Tseng, S.C. 1990. The damage of salt spray on the physiology of vegetation. (in Chinese). Institute of Forestry N.T.U. master thesis. p.70.

臺灣地區酸雨現況與防制策略

Acid Rain Status and Control Strategy in Taiwan Area

陳 淨 修

Jing-Shiou Chen

行政院環境保護署

Bureau of Air Quality Protection and Noise Control

Environmental Protection Administration

摘 要

依80年度（79.4.～80.4.）台灣地區的酸雨調查資料顯示台灣地區酸雨的幾項特性，條列如后：

1. 酸雨現象已普遍存在，除嘉義(5.51)、墾丁(5.26)及澎湖(5.07)外，其餘7站皆低於5.0，表示台灣地區雨水已受到人爲污染。
2. 春季滯留鋒雨，冬季鋒面雨爲台灣地區較易發生酸雨的兩種降水型態。
3. 酸雨分布與土壤酸鹼度分布有關。
4. 台灣地區酸雨發生頻率(pH<5.0)約爲70%。
5. 雨水致酸的物質主要來自硫酸，硝酸其次，前者對雨水酸度的影響約爲後者3倍，顯示台灣地區二氧化硫總量的偏高亟須加以削減。

降低油中含硫量，加嚴廢氣排放標準及進行SO_2、NO_x總量管制爲目前台灣地區所採行之策略，然爲制訂更詳盡之酸雨防制計畫，有關之酸雨調查評估研究仍必須進行，以利未來決策制定。

關鍵詞：酸雨、鋒面雨、酸鹼值、總量管制

ABSTRACT

Based on 1991 precipitation data from sample stations set by Environmental Protection Administation, the characteristics of acid rain in Taiwan area were summarized as follows:

1. Acid rain problem was common in whole Taiwan area and some regions, except stations such as Chiayi (5.51), Kungtin (5.26), and Penghu (5.07), were quite serious with pH value less than 5.0. It indicated that precipitation in Taiwan area suffered mankind pollution.
2. Two precipitation types, stationary front rain in Spring and front rain in Winter were apt to the occurrence of acid rain.
3. The relationship between the soil pH value and pH value of acid rain was found. The lower pH value of rain was found in the area of high soil pH value.
4. The frequency for the occurrence of acid rain was about 70%.
5. The average value of sulfate to nitrate ratio of acid rain was about 3 for all stations indicating that SO_2 emission must be reduced.

Reduced sulfur content in fuel, *rigid* emission standard in exhaust gas and planed SO_2 and NOx total emission were the control strategies currently adopted in Taiwan area. In order to draft acid rain control program more thoroughly, the study on survey and assessment of acid rain need to be carried out in the near future.

Key words: Acid rain, front rain, pH value, total emission control

前　　言

由於酸性沉降(即通稱酸雨)對生態環境的影響具有廣域性（大範圍）、循環性（酸性沉降可海陸空大循環）、長期性（其危害徵候不是立現）、毀滅性（一旦出現災害徵候，已不是人力可挽回），因此，近年來酸性沉降對於生態系的影響已躍升爲世界衆所矚目的問題而爲全球性環境危機的警訊之一，如何減少酸性沉降危害（透過SO_2、NOx之減量排放）即爲美國布希總統之空氣清淨計畫中重要項目之一。酸性沉降至地面，對於生態環境之平衡及人類的健康是一種嚴重的威脅，酸雨可使湖泊水域酸化，影響水中生物的生存，亦可酸化土壤、破壞森林及毀損建築物，其影響的對象包羅萬象，幾乎是無所不在，無所不括。

酸性沉降在歐洲、美東、加拿大東南部、及大陸等地區皆已非常明顯，台灣地區亦不可或免，尤其是酸性沈降對歐洲及美東的危害，包括農業、森林、土壤、湖泊水域等自然資源及生態環境所造成之不良影響已是不爭之事實，唯其形成原因，影響程度、範圍、隨各國各區地理背景、污染特性等不同，而有見仁見智的看法。

本文擬就酸雨形成原因，過程、影響及台灣地區酸雨現況略爲引述，並研擬台灣地區酸雨防制策略，供爲施政參考。

酸雨形成原因

酸雨的產生主要是酸性物質和雨水作用的結果，而這些酸性物質部分爲自然產生，部份

爲人爲產生。前者如火山爆發噴出的硫化物、水域排放的硫化氫及動植物分解產生的有機酸等；後者爲二氧化硫及氮氧化物，一旦排放進入大氣後，隨即受大氣許多因子的影響，這些因子包括風速、風向、氣溫、輻射、雨量等；本身亦不斷和其他化學物質發生化學反應，而產生硫酸鹽、硝酸鹽等粒狀物懸浮於空氣中，對人體健康有極不良的影響，有時逸入雲層內而造成雲層酸化，最後皆隨雨水降至地表。

最值得我們注意的是，雨水酸化強度雖和空氣中的酸化物質如二氧化硫、氮氧化物的排放量（濃度）有關，亦和其他氧化物例如臭氧、過氧化氫、氫氧根等有密切關係。因爲在二氧化硫、氮氧化物反應成硫酸鹽、硝酸鹽的過程中，氧化物的足夠與否扮演著關鍵性的角色。此外，大氣中中和物質例如氨、鈣、鎂等的多寡，也可明顯影響雨水的酸化。因此，一個地區酸雨是否嚴重，端視當地二氧化硫、氮氧化物及中和物質的多寡及氣象條件而定。

台灣地區降水化學組成分析

一般言之，雨水之化學元素組成之分析，包括pH、導電度、NO_3^-、SO_4^{-2}、Cl^-、NH_4^+、K^+、Na^+、H^+、Ca^{+2}、Mg^{+2}等，而雨水中各離子之濃度大小受空氣污染及地區環境特性之影響很大，其中Ca^{+2}、Mg^{+2}、K^+大部份來自土壤、塵埃、水泥廠排放之懸浮粒及少部份來自鹽沫，NH_4^+來自有機物質之腐化與土壤性質有很密關係；NO_3^-主要由汽機車排放物NOx轉化而成；SO_4^{-2}則來自人爲污染源（SO_2、H_2S轉化而成）及海水鹽沫；N^{a+}、Cl^-絕大部份皆來自海水鹽沫。

80年度行政院環保署曾於台灣地區設置了十個雨水採樣站，其地點分別爲台北、龜山、中壢、台中港、嘉義、小港、墾丁、麻里、羅東，各採樣站之詳細地理位置如圖 1 所示，本文擬以十個一般地區酸雨採樣站於79年4月～80年4月所測一年資料（各離子成份濃度）鄭和杜 (1991) 進行各項分析，嚐試尋求台灣地區酸雨形成之可能原因、來源等以了解台灣地區酸性雨的特性，供爲未來建立雲雨化學模式輸入之資料及結果驗證之基礎。玆將部份分析結果詳述如下列各節。

1. 各站各離子成份濃度之季變化特性

圖 2 爲台灣地區雨水中各離子（除Cl^-、K^+外）四季及年平均濃度比較，由圖中可知離子濃度的季變化相當明顯，每一離子濃度大致皆以冬季最高而以夏季最低。此外，離子濃度的變化皆呈現出酸性因子（SO_4^{-2}、NO_3^-、H^+）、塵土因子（Ca^{+2}、NH_4^+），海洋因子(Na^+、Mg^{+2})的一致性，同時四季中各測站大都以SO_4^{-2}、Na^+的濃度最高而以NO_3^-濃度爲最低。似顯示台灣爲海島及二氧化硫排放量偏高之特性，且硝酸鹽前驅物NO_x，對台灣地區酸雨的影響程度尙不及SO_2顯著。

2. 硫酸、硝酸對雨水酸度的相對重要性

如果雨水中酸度主要源自硫酸、硝酸，則雨水中硝酸根離子與硫酸根離子莫耳濃度或當量濃度比應可呈現二者對雨水之相對重要度，且隨地區不同而異。例如日本東京郊區雨水中硝酸根離子與硫酸根離子當濃度比大致爲0.79(Tsurumi et al. 1990)，美國東北部

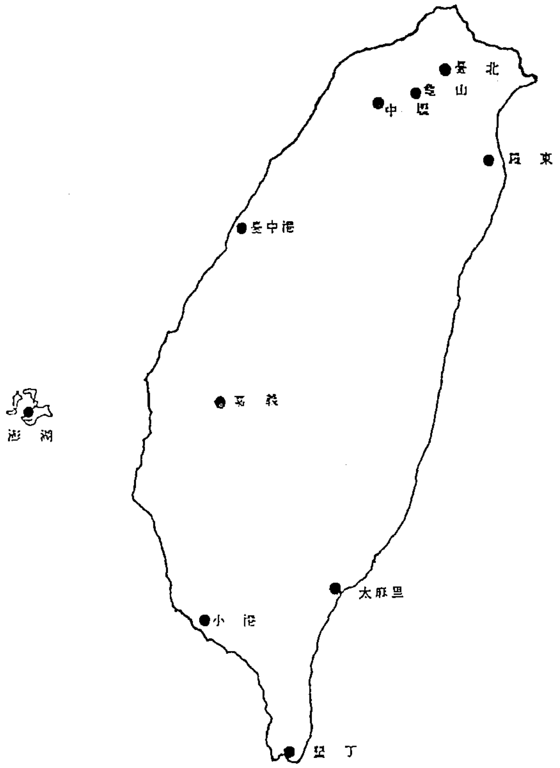


圖 1　酸沈降採樣站地理位置

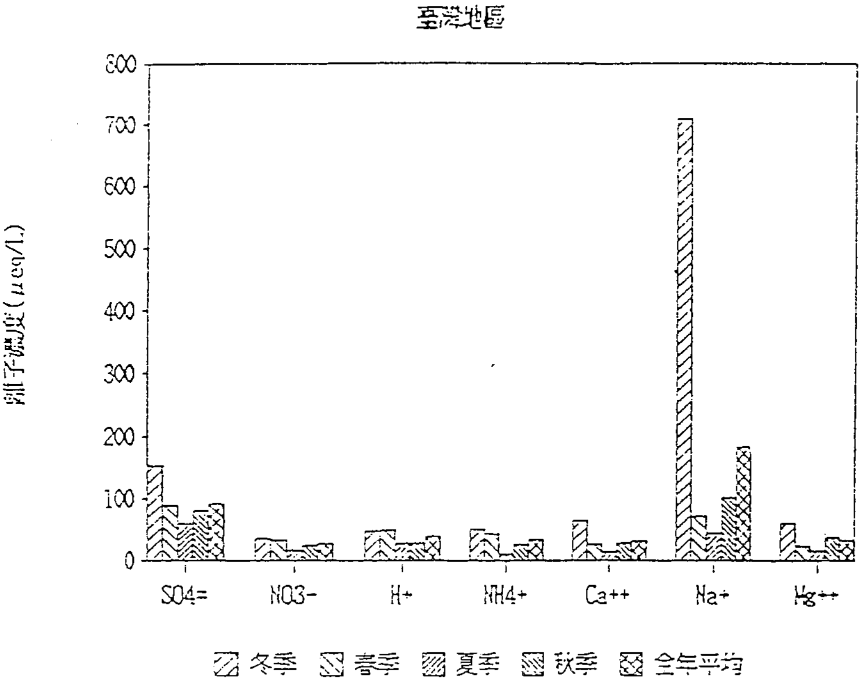


圖 2　台灣地區各離子(除Cl^-、K^+外)濃度之季平均分佈

爲0.25～0.50 (Munger and Eisenreich 1983)，歐洲爲0.14～0.61 (Lightowlers and Cape 1988)，中國大陸爲0.05～0.24 (Zhao *et al.* 1988)，美洛杉磯爲0.75(Munger and Eisenreich 1983)，而台灣地區各站 NO_3^- 與 SO_4^{-2} 之當量濃度比，依表 1 所示大約爲0.08～0.42，平均爲0.31，與美國東北部、歐洲相當，亦即台灣地區硫酸對雨水酸度之貢獻比約爲硝酸的2.4～12.5倍。台北、龜山、羅東、台中港、嘉義、澎湖等六站雨水中酸度的貢獻大致爲硝酸的三倍（2.5～3.4)，而墾丁站硫酸的貢獻則爲硝酸的12.5倍，太麻里站硫酸的貢獻爲硝酸的2.4倍，中壢、小港兩站硫酸的貢獻爲硝酸的 4 倍（3.74～4.3），亦即硫酸、硝酸對雨水中酸度之相對貢獻率隨地區的不同而不同，北部地區大致爲 3 比 1 ，南部地區約爲 4 比 1 ，東部地區約爲 2 比 1 。顯示台灣地區雨水中酸度主要來源爲硫酸，削減SO_2排放總量對於酸雨發生的減少，極有助益。

表1. 各測站主要離子當量濃度(μ eq／l)比

離子 / 地名	H/SO_4	H/SN	HNH_4/SN	HNHCA /SN	HNHCM /SN	HNHCMK /SN	Na/Cl	NO_3/SO_4	SO_4/Ca	NH_4/NO_3	NH_4/SO_4	Ca/SO_4
台　北	0.43	0.36	0.60	0.37	1.18	1.18	1.03	0.32	0.89	0.98	0.31	0.35
龜　山	0.65	0.50	0.71	0.89	1.28	1.28	0.68	0.29	1.22	0.96	0.28	0.23
中　壢	0.45	0.35	0.55	0.75	1.10	1.10	1.29	0.27	0.97	0.93	0.25	0.26
小　港	0.38	0.31	0.60	0.83	1.02	1.02	1.32	0.22	1.25	1.54	0.36	0.29
墾　丁	0.05	0.04	0.55	1.36	5.22	5.22	0.97	0.08	0.64	6.98	0.56	0.88
大麻里	0.34	0.23	0.52	0.79	1.70	1.70	0.92	0.42	1.10	1.00	0.42	0.38
羅　東	0.38	0.28	0.58	0.80	2.78	2.78	0.74	0.34	1.28	1.17	0.39	0.31
台中港	0.38	0.28	0.74	0.85	1.24	1.24	0.57	0.40	3.87	1.80	0.61	0.61
嘉　義	0.04	0.03	0.66	0.90	1.09	1.09	1.21	0.32	2.64	2.24	0.88	0.33
澎　湖	0.10	0.08	0.24	0.77	2.09	2.09	0.95	0.31	0.31	0.67	0.22	0.70
十站平均	0.42	0.32	0.60	0.85	1.50	1.50	1.14	0.29	1.11	1.20	0.37	0.33

註： SN：〔SO_4^{-2}〕+〔NO_3^-〕，HNH4：〔H^+〕+〔NH_4^+〕
HNHCA：〔H^+〕+〔NH_4^+〕+〔Ca^{+2}〕
HNHCM：〔H^+〕+〔NH_4^+〕+〔Ca^{+2}〕+〔Mg^{+2}〕
HNHCMK：〔H^+〕+〔NH_4^+〕+〔Ca^{+2}〕+〔Mg^{+2}〕+〔K^+〕

3.硫酸對雨水酸度之貢獻

若雨水中硫酸根離子的來源全來自硫酸且未被其他物質中和，則氫離子與硫酸根離子之當量濃度比應爲 1 ，但從表 1 可知台北、龜山、中壢、小港、太麻里、羅東、台中港等七站〔H^+〕/〔SO_4^{-2}〕介於0.38～0.65間，表示部份（少量）氫離子爲其他物質所中和或有少量硫酸根離子來自其他物質如$(NH_4)_2SO_4$、$CaSO_4$，而墾丁、嘉義

、澎湖三站的〔H^+〕/〔SO_4^{-2}〕分別爲0.05、0.04、0.1 0，顯示大量氫離子爲其他物質所中和或硫酸根離子除來自硫酸外，尙有其他重要來源如硫酸鈣、硫酸銨等，從該三個站銨離子與硫酸根離子當量濃度比及鈣離子與硫酸根離子當量濃度比值，遠大於其他七站，可獲佐證。

4.雨水中鈉、氯離子濃度比

鈉離子、氯離子一般皆來自海鹽，近海岸處其莫耳濃度比值，大約爲0.8～0.9(Shen *et al.* 1990)，愈近內陸，其值變化愈大，從表1各站之〔Na^+〕/〔Cl^-〕之比值來看，可知除墾丁（0.97）、太麻里（0.92）、澎湖（0.95）等三站因濱海特性外，其餘近內陸測站者，其〔Na^+〕/〔Cl^-〕之比值變化較大。

5.降水pH值變化之指標

依3.2節之分析，可知台灣地區陸水中酸度〔H^+〕之主要來源爲硫酸根離子，而從表1知台灣地區大部份地區主要中和離子爲Ca^{+2}、NH_4^+，因此，理論上雨水中氫離子濃度或稱酸度與SO_4^{-2}濃度成正比而與Ca^{+2}、NH_4^+之濃度和成反比，亦即pH值的大小與SO_4^{-2}濃度成反比而與Ca^{+2}、NH_4^+之濃度成正比。圖3所示爲各站冬季平均pH值與〔$NH_4^+ + Ca^{+2}$〕/〔SO_4^{-2}〕之關係，由圖中可知二者之空間分佈相當一致，亦即各站皆呈〔$NH_4^+ + Ca^{+2}$〕/〔SO_4^{-2}〕增加，pH值增加，〔$NH_4^+ + Ca^{+2}$〕/〔SO_4^{-2}〕得知，亦即降水中NH_4^+、Ca^{+2}及SO_4^{-2}之相對濃度可爲降水pH值大小之指標，而NH_4^+、Ca^{+2}之多寡與土壤性質有關，是以，台灣地區的降水pH值似與土壤pH值分佈有關，而降水中SO_4^{-2}之來源則與SO_2之氣、液相反應有關。

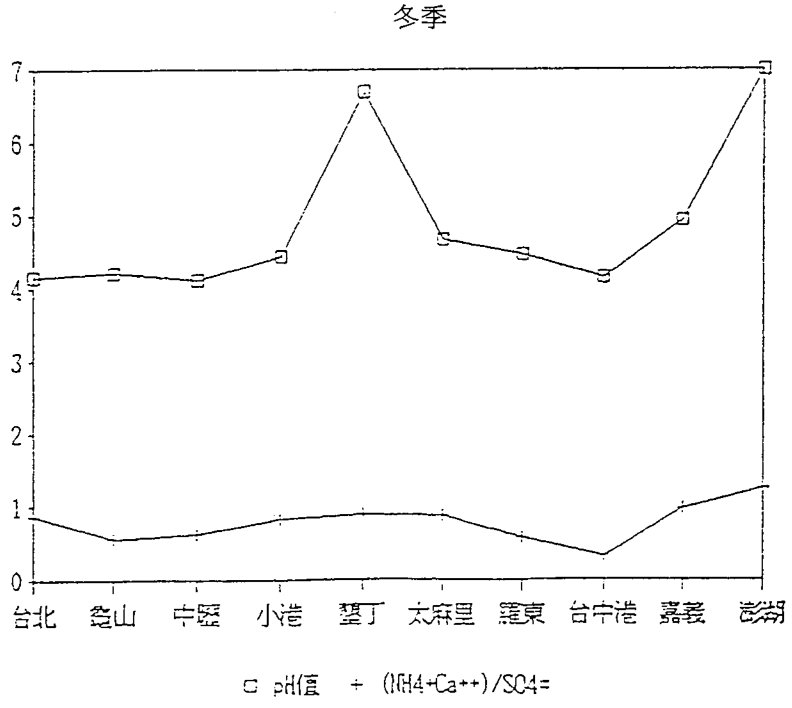


圖3 各站冬季pH值與（$NH_4^+ + Ca^{+2}$）/ (SO_4^{-2}）值之分佈圖

6. pH值與降水系統之關係

降水中pH值除與空氣中酸鹼物質之含量有關外，更與氣象條件有密切關係。因此，探討降水pH值與天氣系統、降水型態的關係，亦為研究酸雨產生機制，輸送過程者所特別關注。台灣地區的降水系統大致可分成六類，即春雨（降水系統由華南移出，包含鋒面）、低壓雨、梅雨、夏季（雷）陣雨（含西南氣流）、颱風雨、東北季風型（含鋒面雨），並將一年中10站所有的降水資料依降水系統分別歸類並加以平均，表2所示，即為各類降水系統發生之場次及算術平均pH值，從表中可知最酸的雨為春雨，pH值為4.24，其次為冬季的鋒面雨，pH值為4.34，最不酸的雨為颱風雨，pH值為5.32，其次為夏季午後陣雨，pH值為4.58，顯示春季滯留鋒雨，冬季的鋒面雨為台灣地區容易發生酸雨之兩種降水型態。

表 2　台灣地區各站酸雨pH值分布

降水型態	春　雨	低壓雨	冬　雨	梅　雨	夏季陣雨	颱風雨
pH值	4.24	4.70	4.34	4.47	4.58	5.32
樣品數（場）	81	56	107	33	40	12

7. 酸雨的發生頻率分布

酸雨對環境的影響除視其酸度外，還須了解其發生頻率。在本次調查採樣的10站計329場降水中，到底有多少場的降水pH值低於5.0，又各站發生酸雨機會如何？皆值得吾人關切。圖4所示為台灣地區降水平均pH值累積頻率分布圖，由圖中可知台灣地區（含澎湖）發生酸雨之機會（pH值小於5.0）約有70％。圖5所示為各站雨水中年平均pH值分布，由圖中可知北部較南部嚴重，其中以嘉義pH值為5.51最為特殊，與中和物質有關。

台灣地區酸雨的防制

由於酸雨具有下列特性：1. 二次污染物酸雨的產生是由二氧化硫、氮氧化物在大氣中經氧化而形成硫酸鹽，在大氣中經歷的時間可從數小時至數星期，行經範圍可從數十公里至數百公里，視其化學性質、天氣狀況及其他污染物的影響而定。2. 影響層面相當廣，幾乎環境中任何受體皆可能受它的影響，目前酸雨對湖泊水域、森林、土壤、稻作、人體健康、地下水、建物等具不良影響，已無庸置疑，惟其對酸雨敏感度皆有所不同。3. 跨域污染特性使酸雨的防制，困難度較局部性防制高。

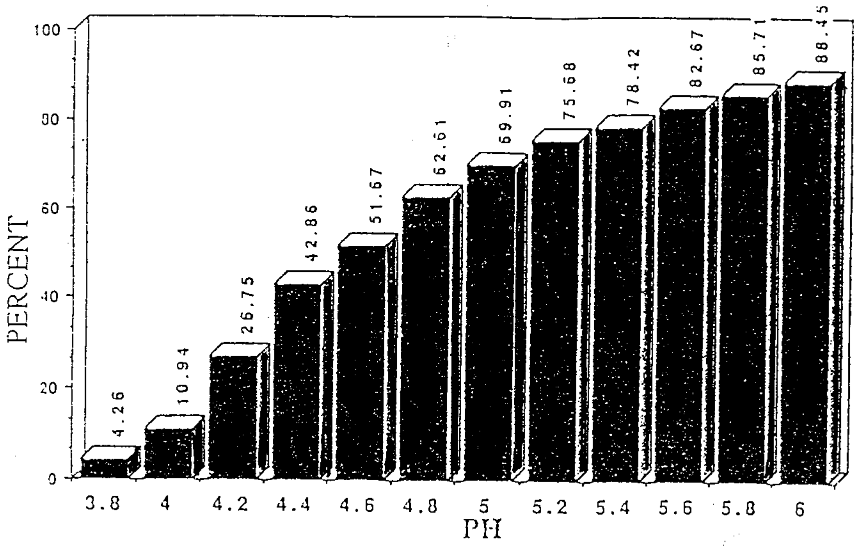


圖 4　台灣地區雨水中pH值之累積頻率分佈

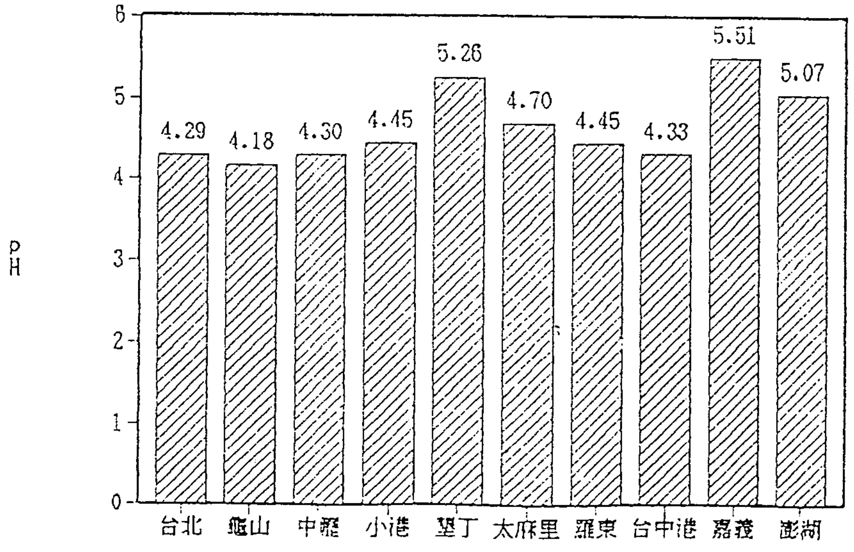


圖 5　民國79年(76.4.～80.4.)台灣地區各站酸雨pH值分佈

因此，即使空氣品質標準能達成亦僅能確保人體健康，但仍不足以保護生態環境。故台灣地區空氣品質（含酸雨）的改善應分二階段分期進行，第一階段積極進行下列各項策略以期大幅降低空氣中SO_2、NOx排放量，達成空氣品質標準爲目標。

1.繼續推動低硫油政策，降低燃料油的含硫量，以減少因燃燒排放的硫氧化物。

目前台灣地區使用的重油，油中含硫量爲1.5％，82年將再降至１％，惟爲確保未來空氣品質，二氧化硫不致惡化，油中含硫量宜再下降至0.5％。

2.訂定嚴格管制標準，以迫使污染源採行排煙脫硫及排煙脫硝的設備。

目前SO_2之煙囪口排放標準爲750 ppm，NOx則視燃料不同而異，82年SO_2排放標準將再降至500 ppm，未來將再降爲更低，以使污染源裝置污染設備。

3.引進最佳可行控制技術，以減少硫氧化物、氮氧化物及碳氫化合物的排放。

儘速規範各種空氣污染防制技術之等級，俾要求業者依防制區之規定裝設最佳可行控制技術。

4.改善工業鍋爐的燃燒技術及設備，以減少氮氧化物的排放。

由政府成立基金加强空氣污染控制技術研發以使技術生根，除改善空氣品質外，還可創造業者營運的空間。

5.加嚴排放標準以減少汽機車的氮氧化物及碳氫化合物的排放。

使用汽油新配方以減少VOC之排放及淘汰二行程機車，使用電動車、瓦斯車、甲醇車等減少交通工具NOx、HC之排放。

第二階段則制訂台灣地區酸雨防制計畫，建立保護生態環境免於酸雨危害的指標，據以重新訂定SO_2、NOx及HC之總量削減計畫，包括實施減量地區、實施時機，減量方法及減量策略之經濟分析及控制成本等內容。

結　　論

酸雨爲科技文明的產物，也是大地反擊的一種現象。老天賜給萬物雨水以生養不息，然人類卻還以「顏色」，所呈現的意義，尤值得我們深思。

此外，質量不滅定律在酸雨的陸海空循環亦表露無遺，雨水雖能減除空氣中污染物，但污染物卻並未消失，而是以另一種型式—酸雨—回歸人類，尤其台灣地區多雨、高溫、潮濕的特殊氣象條件，酸雨防制的腳步尤應加快。

引用文獻

鄭福田　杜悅元. 台灣地區酸性沈降物調查研究（II），EPA-80-F3F1-09 -26，行政院環境保護署，民國80年７月間.

Munger J.W. and S.J. Eisenreich 1983. Continental Scale Variations in Precipitation Chemistry. Envir. Sci. Technol. 17, 32A-42A.

Lightowlers, P.J. and J.N. Cape. 1988. Sources and Fate of Atmospheric HCL in the U.K. and Western Europe. Atmospheric Environment. 22: 7-15.

Zhao, D., J. Xiong, Y. Xu and W.H. Chen. 1988. Acid Rain in South-western China. Atmospheric Environment. 22: 349-358.

Shen, Z., M. Huang, Y. Wu and E. He. 1990. An Analysis of Acidity and Chemical Composition in Cloudwater and Rainwater in the Shanghi Area. Chinese J. of Atmosp. Sci. Vol. 13.

Tsurumi M., A. Takahash and M. Ichikuni. 1990. Origin of Soluble Chemical Species in Bulk Precipitation Collected in Tokyo, Japan. Statistical Evalution of Source Materials, Atmospheric Environment. 24a: 1493-1500.

臺灣地區空氣品質及防制策略之研析

Analysis of Air Quality and Air Pollution Control Strategy in Taiwan Area

方 淑 慧　　陳 雄 文
Shu-Hwei Fang　　Hsiung-Wen Chen

行政院環境保護署
Bureau of Air Quality Protection and Noise Control
Environment Protection Administration

摘 要

台灣地區地狹人稠，污染源密集，人口總數已達20,752,494人，機動車輛登記總數達13,870,077輛，工廠登記數達94,673家，空氣污染排放總量(八十年)爲：總懸浮微粒1,142,185噸／年（懸浮微粒 609,570 噸／年），硫氧化物588,474噸／年，氮氧化物596,637噸／年，一氧化碳2,306,126噸／年，總碳氫化合物(不含生物源) 916,665噸／年（非甲烷碳氫化合物874,617 噸／年)，鉛631噸／年。八十一年全年空氣污染指標（PSI）超過100之日數占總測定日數之11.32％，雖較前一年改善，但與美國(1989年)之1.34％相比較，顯示台灣地區之空氣品質仍待改善。

現階段空氣污染防制之策略／措施，爲改善舊污染源與預防新污染源產生，同步並進。同時，配合新修正之空氣污染防制法，環保署推動之各項改善空氣品質新措施有：一、積極性空氣品質管理策略，由各縣市研訂空氣品質維護或改善計畫，據以執行。二、預防性許可制，規定固定污染源設置，變更或操作前，須先取得許可証。三、管理性污染源自行檢驗及紀錄申報制度，以掌握污染狀況。四、整體性車輛污染防制措施，建立新車型審驗、新車抽驗及使用中車定期檢驗制度，若裝置或設計不良，廠商應收回改正。

關鍵詞：空氣品質、空氣污染防制、空氣污染指標、許可制、車型審驗

ABSTRACT

Taiwan is small in area but dense in population, and is further concentrated with too many pollution sources.

The total number of population has reached 20,752,494 . Total registered number of motored vehicles has reached 13,870,077 ; registered number of factories are 94,673. Total emission of air pollutants in 1991 was as follows :

total suspended particulates 1,142,185 tons/year (PM10 609,570 tons/year) ;

sulfur oxides 588,474 tons/year ;

nitorgen oxides 596,637 tons/year ;

carbon monoxides 2,306 tons/year ;

total hydrocarbons (excluding sources of organisms) 916,665 tons/year ;

non-methane hydrocarbons 874,617 tons/year ;

lead 631 tons/year.

Even though, the number of days with PSI exceeding 100 in 1992 (accounted for 11.32% of total number of monitored days) was less than 1991, but in comparison with the 1.34% (1989) of the United states, it is clearly shown that Taiwan's air quality needs to be greatly improved.

At present, the air pollution control strategies and measures are to improve the existing pollution sources and to prevent the generation of new pollution source at the same time.

Based on the newly revised Air Pollution control act, the key measures for improving air quality promoted by EPA include the follows :

1.Positive Air Quality Control Strategy: Each Environmental Protection authority at county and city government will stipulate air quality preservation or improvement plan, and implement accordingly.

2.Preventive Permit Systems : It is prescribed that permits must be obtained in advance of the establishment, modification and operation of stationary sources.

3.Self inspecting, monitoring and record declaration systems for designated pollution sources are required, so as to monitor and control of their own emission.

4.Overall vehicles pollution control programs : Establishing certification programs of new car models, auditing inspection of new cars ; and the periodical inspection system of used cars are also enforced. If its equipment or design is poor, makers and importeres are responsible to recall all cars on market for corrective repair.

Key words : Air Ouality, air pollution control, pollutants standards Index, permit system, certification of car models.

前　　言

台灣地區近二十年來，由於工商業蓬勃發展，經濟成長快速，各項與空氣污染有密切相關的活動，亦隨之增加，尤其是工廠林立，機動車輛數激增，重大工程建設陸續開工等，這些污染源所排放的污染物，如懸浮微粒、硫氧化物、氮氧化物、一氧化碳及碳氫化合物等，對空氣品質影響極大。此外，人口密集的都會地區，其臭氧煙霧(Smog)問題，也漸趨顯著。

空氣品質為環境資源之一，防制空氣污染之目的，在維護空氣品質，保障國民健康及增

進公共福祉。台灣地區空氣污染防制工作，自民國六十四年空氣污染防制法制定公布以來，已建立全國性管制之基礎，嗣於七十一年第一次修正，八十一年二月一日第二次修正公布後，防制工作又由稽查管制，進一步提昇到空氣品質資源管理管制的時代，主管機關已引進多項管理制度，如許可登記制、車型審驗等，積極的預防性管制措施。

隨著國民生活逐漸富裕，環保意識的高漲，對環境品質的要求也愈高，同時，環保也成爲國際關注的課題，政府已擬訂嚴謹的策略，加强污染管制，以大幅削減空氣污染物之排放，改善工業和都市空氣污染的情形，空氣品質之改善，若以空氣污染指標（Pollutant Standards Index）來表示，則目標預訂爲民國八十五年PSI大於100之日數，將降爲6％，八十九年再降至2％。

臺灣地區空氣污染現況與特性分析

一、由社經指標分析環境空氣之負荷

從污染源的多寡及密集程度，可瞭解一個地區環境負荷情形，一般以人口、機動車輛、工廠登記數、能源消耗量及營建工程等五項，與空氣污染較有直接關係的活動來代表。台灣地區在過去六年中的成長率，以營建面積的146％爲最高，機動車輛的80％，居次（表一）。我們的人口密度是日本的1.76倍，美國的21.3倍，車輛密度是日本的2.64倍，美國的19.25倍，工廠家數是日本的2.26倍，美國的65.75倍，能源消費是日本的1.22倍，美國的6.84倍（表二），還有其他未列舉的都有類似的情形，在在顯示台灣地區空氣污染問題的存在，及其嚴重性亟待解決。

表一、台灣地區民國７６－８１年各項環境負荷因素

年 因素	７６	７７	７８	７９	８０	８１	成長率（％）
人口（人）	19,672,612	19,903,812	20,107,440	20,852,966	20,556,842	20,752,494	5.5
車輛（輛）	7,702,150	8,930,878	10,205,185	11,465,251	12,574,943	13,870,077	80.0
工廠（登記數）	84,163	90,607	93,925	92,978	95,327	94,673	12.5
能源總供給（千公秉油當量）	45,828.7	51,409.2	52,450.9	57,928.7	57,904.8	63,388.0	38.3
營建工程（平方公尺）	34,274,993	37,525,029	45,186,787	40,065,769	57,155,719	84,313,627	146.0

資料來源：我國各主管機關統計資料.

表二、每平方公里環境負荷之比較

密度 國別	人口 (人)	機動車輛 (輛)	工廠 (家)	能源消費 (噸油當量)	粗鋼生產 (噸)	水泥生產 (噸)	乙烯生產 (噸)
台灣地區	576	385	2.63	1422	86	539	19
日本	372	146	1.16	1160	286	213	14
美國	27	20	0.04	208	9	8	2
台灣／日本	1.76	2.64	2.26	1.22	0.3	2.53	1.35
台灣／美國	21.30	19.25	65.75	6.84	9.5	67.37	9.5

資料來源：中華民國台灣地區環境保護統計月報82年1月版.

二、主要空氣污染源及其污染量

綜合本署「北中南高地區空氣污染排放總量調查及減量規劃計畫」，和「研訂各縣市空氣品質改善／維護計畫」之推估結果，八十年台灣地區各主要污染物之排放總量爲（表三）：總懸浮微粒1,142,185噸／年（PM10 609,570噸／年）、硫氧化物588,474噸／年、氮氧化物596,637噸／年、一氧化碳2,306,126 噸／年、總碳氫化合物（不含生物源）916,665噸／年(非甲烷碳氫化合物874,617噸／年)、鉛631噸／年。其中粒狀物及硫氧化物主要來自固定源，氮氧化物、一氧化碳及鉛，則主要來自移動源。粒狀物以車輛行駛揚塵所貢獻比率最大（TSP：34.6％，PM10 ：42.5％），其次爲工業製程（TSP：28.9％，PM10：21.3％），硫氧化物以來自發電（52.8％）者居半，氮氧化物主要源自柴油車排放（43％），其次爲發電業17％，一氧化碳則以汽油車（68.7％）爲大宗，機車（22.8％）居次，碳氫化合物除汽油車排放（THC：23.4％，NMHC ：22.8％）外，主要來源爲各種與生產及使用石油類系產品有關活動之溢散排放（THC：34％，NMHC：35.5％）。另，鉛亦以汽油車使用含鉛汽油之排放占68.9％爲主要來源。

以我國經濟自然成長及相關既定開發計畫爲準，推估空氣污染物的排放總量，在控制措施不增加之下，總量將隨之成長，其中一氧化碳成長量最大，至公元二千年，可達3,445千噸／年（表四）。就單位面積各項污染物排放密度而言，台灣地區顯然高於美國，由氮氧化物的五倍，以至於非甲烷碳氫化合物的13倍之多（表五）。

表三 臺灣地區民國80年各污染源排放量總表

污染源種類		TSP		PM10		SOx		NOx		CO		THC		NMHC		Pb	
		公噸/年	百分比	公噸/年	百分比	公噸/年	百分比	公噸/年	百分比	公噸/年	百分比	公噸/年	百分比	公噸/年	百分比	公噸/年	百分比
固定污染源	I. 燃燒排放	89299	7.818%	60433	9.914%	466123	79.039%	176468	29.576%	278012	12.056%	57240	6.251%	47443	5.424%	12	1.939%
	1.燃料燃燒	54206	4.746%	25696	4.215%	464522	78.937%	172741	28.952%	16233	0.704%	3473	0.379%	2466	0.282%	12	1.858%
	台電－發電業	33193	2.906%	12803	2.100%	305987	51.997%	102449	17.171%	6660	0.289%	1004	0.110%	920	0.105%	6	0.996%
	中油－石油煉製業	875	0.077%	728	0.119%	9325	1.585%	8136	1.364%	1451	0.063%	79	0.009%	48	0.006%	0	0.001%
	中鋼－鋼鐵與煉焦	177	0.015%	154	0.025%	3625	0.616%	3411	0.572%	278	0.012%	18	0.002%	4	0.001%	0	0.004%
	工業	18691	1.636%	11208	1.839%	125340	21.299%	51699	8.665%	6179	0.268%	1903	0.208%	1189	0.136%	5	0.856%
	商業	1190	0.104%	723	0.119%	19625	3.335%	4232	0.709%	1085	0.047%	235	0.026%	147	0.017%	0	0.002%
	住宅	82	0.007%	79	0.013%	620	0.105%	2814	0.472%	581	0.025%	235	0.026%	156	0.018%	0	0.000%
	2.非燃料燃燒	35092	3.072%	34738	5.699%	601	0.102%	3718	0.623%	261778	11.351%	53766	5.872%	44978	5.143%	1	0.081%
	廢棄物焚化爐	10	0.001%	7	0.001%	14	0.002%	168	0.028%	130	0.006%	57	0.006%	11	0.001%	1	0.081%
	露天燃燒	30126	2.638%	29891	4.904%	588	0.100%	3495	0.586%	259365	11.247%	51817	5.659%	43607	4.986%	0	0.000%
	建物火災	501	0.044%	491	0.081%	0	0.000%	47	0.008%	2038	0.088%	375	0.041%	338	0.039%	0	0.000%
	森林火災	30	0.003%	29	0.005%	0	0.000%	7	0.001%	246	0.011%	42	0.005%	38	0.004%	0	0.000%
	餐飲業油煙排放	4425	0.387%	4319	0.708%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	1475	0.161%	983	0.112%	0	0.000%
	II. 非燃燒排放	987363	86.445%	485561	79.656%	93002	15.804%	52259	8.759%	45282	1.964%	446660	48.780%	442417	50.584%	125	19.751%
	1.工業製程	331940	29.062%	129728	21.282%	93002	15.804%	52259	8.759%	45282	1.964%	135191	14.764%	131631	15.050%	125	19.751%
	2.逸散性粒狀物	655423	57.383%	355833	58.374%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%
	土木施工	192617	16.864%	64587	10.595%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%
	車輛行駛揚塵	397613	34.812%	259012	42.491%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%
	物料堆積場	34816	3.048%	16904	2.773%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%
	礦場操作	16466	1.442%	7810	1.281%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%
	農業操作	10548	0.924%	5839	0.958%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%
	裸露地表	3362	0.294%	1681	0.276%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%
	3.逸散性碳氫化合物	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	311469	34.016%	310786	35.534%	0	0.000%
	煉油/石化	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	46795	5.111%	46131	5.274%	0	0.000%
	油庫/加油站	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	18255	1.994%	18255	2.087%	0	0.000%
	建築/施工	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	46155	5.041%	46155	5.277%	0	0.000%
	商業/消費	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	128382	14.021%	128382	14.679%	0	0.000%
	工業表面塗裝	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	42703	4.664%	42703	4.882%	0	0.000%
	工業溶劑使用	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	29179	3.187%	29161	3.334%	0	0.000%
小計	固定污染源	1076662	94.263%	545994	89.570%	558125	94.843%	228717	38.334%	323293	14.019%	603900	65.031%	489860	56.009%	137	21.690%
移動污染源	I. 公路運輸	65139	5.703%	63207	10.369%	29152	4.954%	362913	60.826%	1976505	85.707%	410831	44.867%	383833	43.886%	494	78.310%
	1.汽油車	10725	0.939%	10661	1.749%	6214	1.056%	104198	17.464%	1353785	58.704%	214649	23.442%	199559	22.817%	435	68.879%
	2.柴油車	45340	3.970%	43526	7.141%	21226	3.607%	256335	42.963%	95970	4.162%	35593	3.887%	35505	4.059%	0	0.000%
	3.機車	9074	0.794%	9019	1.480%	1712	0.291%	2380	0.399%	526750	22.841%	160589	17.538%	148770	17.010%	60	9.431%
	II. 非公路運輸	384	0.034%	369	0.061%	1197	0.203%	5007	0.839%	6328	0.274%	934	0.102%	924	0.106%	0	0.000%
	1.農業機械	9	0.001%	8	0.001%	15	0.002%	68	0.010%	438	0.019%	23	0.002%	22	0.003%	0	0.000%
	2.施工機具	245	0.021%	235	0.039%	470	0.080%	3004	0.503%	3647	0.158%	349	0.038%	347	0.040%	0	0.000%
	3.鐵路機關車	131	0.011%	125	0.021%	703	0.119%	1914	0.321%	696	0.030%	479	0.052%	479	0.055%	0	0.000%
	4.航空器	0	0.000%	0	0.000%	4	0.001%	30	0.005%	1646	0.067%	83	0.009%	75	0.009%	0	0.000%
	5.船舶	0	0.000%	0	0.000%	6	0.001%	1	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%	0	0.000%
小計	移動污染源	65524	5.737%	63576	10.430%	30349	5.157%	367920	61.666%	1982832	85.981%	411765	44.969%	384757	43.991%	494	78.310%
	總排放量	1142186	100.000%	609570	100.000%	588474	100.000%	596637	100.000%	2306125	100.000%	915665	100.000%	874617	100.000%	631	100.000%

[TEDS-2.0]

註：研訂各縣市空氣品質維護及改善計畫及北中南高計畫之推估結果

表四、台灣地區空氣污染排放總量成長推估

年	污染源種類	排放量（千公噸／年） TSP	SOX	CO	THC	NOx	Pb
1988	固定源	994	575	398	602	190	0.1
	移動源	41	27	1,495	399	198	0.4
	總量	1,035	602	1,893	1,001	388	0.5
1996	總量	1,283	659	3,126	1,497	532	0.9
2000	總量	1,315	714	3,445	1,682	672	1.1

資料來源：北中南高地區空氣污染排放總量調查及減量規劃報告(環保署).

表五、台灣地區與美國1988年空氣污染排放量之比較：

污染物	排放量 (百萬噸/年)			單位面積排放量 (百萬噸/年‧平方公里)			每人排放量 (百萬噸/年‧人)			每GNP排放量 (百萬噸/年‧百萬元GNP)		
	台灣地區	美國	台灣/美國	台灣地區	美國	台灣/美國	台灣地區	美國	台灣/美國	台灣地區	美國	台灣/美國
TSP	1.03	7.5	0.14	28.7	4.74	6	0.052	0.180	0.3	0.293	0.396	0.7
SOx	0.60	20.9	0.03	16.7	2.21	7	0.030	0.085	0.4	0.171	0.185	0.9
CO	1.89	65.0	0.03	52.6	6.88	7	0.095	0.264	0.4	0.536	0.574	0.9
NMHC	0.98	19.5	0.05	27.6	2.06	13	0.048	0.079	0.6	0.273	0.172	1.6
NOx	0.39	20.0	0.02	10.9	2.11	5	0.019	0.081	0.2	0.110	0.177	0.6

資料來源：北中南高地區空氣污染排放總量調查及減量規劃報告(環保署).

三、空氣品質監測情形

空氣品質監測之目的，在於瞭解空氣品質之狀況，除可作爲空氣潔淨與否的指標外，更重要的是，供做制定空污染防制策略，及評估政策績效之依據。台灣地區空氣品質測定，始於民國六十年代，以總懸浮微粒、落塵等人工測定爲主，而自動監測，則以前衛生署環保局於七十一年至七十五年間，完成設置之十九個監測站爲代表。目前環保署的空氣品質監測網擴充計畫即將完成，將來監測站依其設置目的，可分爲一般大氣、交通、工業、農業、背景（都會區上風處）及國家公園等六類，總站數更將達七十一站，如表六所示，每個縣市至少有一站(外島除外)，而以人口及工廠數居全省之冠的台北縣站數最多。監測資料涵蓋的範圍增加許多，也更具代表性。

在監測項目方面，新增的有：鉛、交通流量、毒性物質、酸雨及大氣輻射等（表七）。

表六：台灣地區空氣品質監測網擴充後各類監測站分佈一覽表

測站類別 縣市	一般大氣	交通	工業	農業	背景	公園	總計 新設測站	總計 現有測站
基隆市	1	(1)					1	(1)
新竹市	1*						1	
台中市	2						2	
嘉義市	1						1	
台南市	2						2	
台北縣	8	(2)			1		9	(2)
宜蘭縣	1		1				2	
桃園縣	4	(1)			1		5	(1)
新竹縣	2						2	
苗栗縣	1		1*		1		3	
台中縣	3						3	
彰化縣	1*		1	1			3	
南投縣	1						1	
雲林縣	3						3	
嘉義縣	2						2	
台南縣	1			1			2	
高雄縣	4				1		5	
屏東縣	1			1		1	3	
台東縣	1						1	
花蓮縣	1*						1	
台灣省	41	(4)	3	3	4	1	57	(4)
台北市	5	1				1	7	
高雄市	6*	(1)	1				7	(1)
總計	52	1(5)	4	3	4	2	66	(5)

( )現有測站數.

*：含環保署於新竹、頭份、彰化、三民、花蓮等地之現有測站，其經汰舊換新儀器後，列入新設測站統計.

表七、環保署新舊空氣品質監測站之分類及所含儀器對照表

測量物質			SO_2	NOx	CO	O_3	PM10	HC	Pb	交通流量	毒性物質	酸雨	氣象
測站種類		數目											
新站	一般大氣 I	32	v	v	v	v	v	v					17*
新站	一般大氣 II	11	v	v	v	v	v	v					5*
新站	一般大氣 III	4	v	v	v	v	v	v			v		2*
新站	一般大氣 IV	5	v	v	v	v	v	v				v	5**
新站	背景	4	v	v	v	v	v	v				v	2*
新站	農業	3	v	v	v	v	v	v					1*
新站	交通	1	v	v	v		v	v	v	v			
新站	工業	4	v	v			v	v					2*
新站	公園	2	v	v	v	v	v	v				v	1*
舊站	交通	6	v	v	v	v	v	A					6*
舊站	一般大氣	13	v	v	v	v	v	B					13*

A：其中有2站含有此項監測儀器.

B：其中有4站含有此項監測儀器.

*：測站設備含風速、風向計及10米氣象塔.

**：測站設備含大氣壓力計及太陽幅射計.

空氣品質現況及趨勢分析

一、空氣污染指標（PSI）

爲使一般人能簡便迅速地瞭解空氣品質狀況，環保署引用美國環保署的空氣污染指標的表示方法（表八），將六項主要污染物濃度，換算成0-500之間的數值，取其最大值爲指標值，以等於空氣品質標準之濃度爲100，大於100即空氣品質已不符標準，對健康有不良影響，值得注意。

根據本署十九個監測站，七十六年至八十一年之資料統計結果，台灣地區空氣品質大多屬中等程度（PSI 在50～100之間），PSI大於200，空氣污染較嚴重之日數已有明顯下降（圖1）。PSI 大於100日數占總測定日數之比率，八十一年由過去的16％陡降爲11.32％，應與位於三重交流道下之測站，全年無測值有關係（圖2）。導致PSI大於100之最大指標污染物，主要爲懸浮微粒（PM10），且所占比率節節升高，顯示其污染問題普遍且嚴重，以一氧化碳爲指標污染物者，其比率在過去均占第二位，並有逐年改善的趨勢，但八十一年的銳減，亦與三重站暫停監測有關。再其次爲二氧化硫和臭氧污染情形，則互有消長（圖3）。

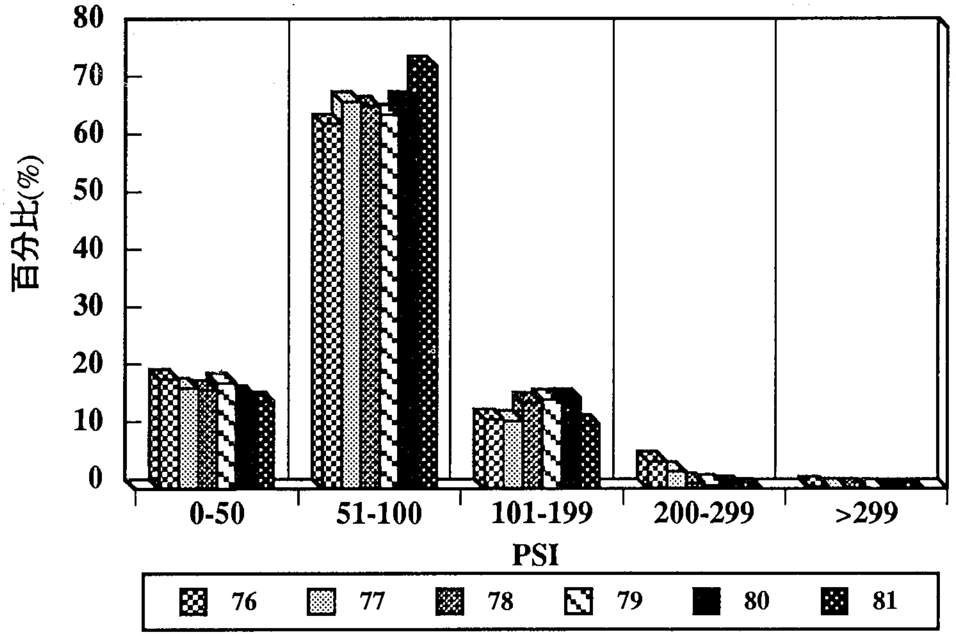


圖1 台灣地區76～81 年PSI 統計圖

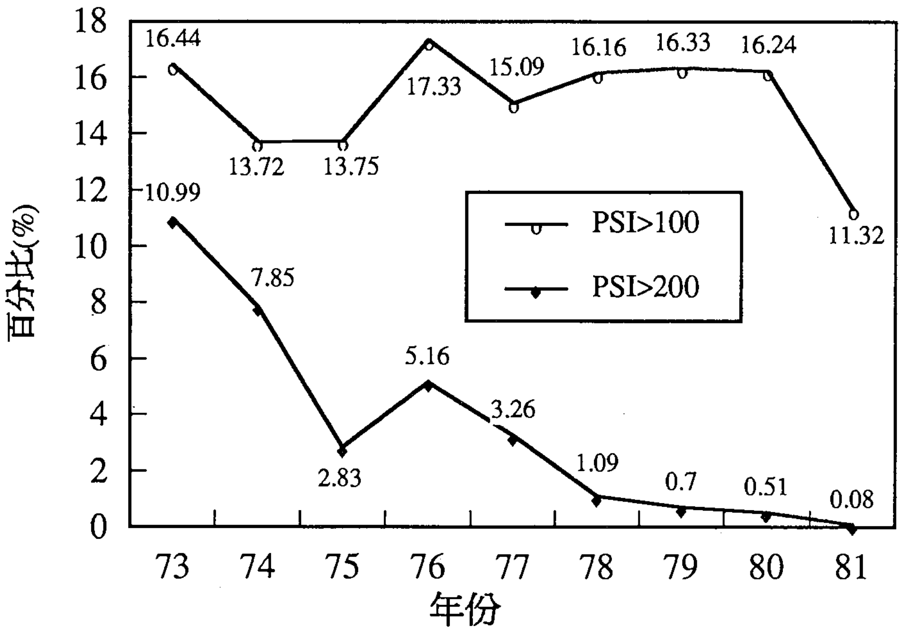


圖2 台灣地區73～81 年PSI＞100及PSI＞200所佔日數之比率

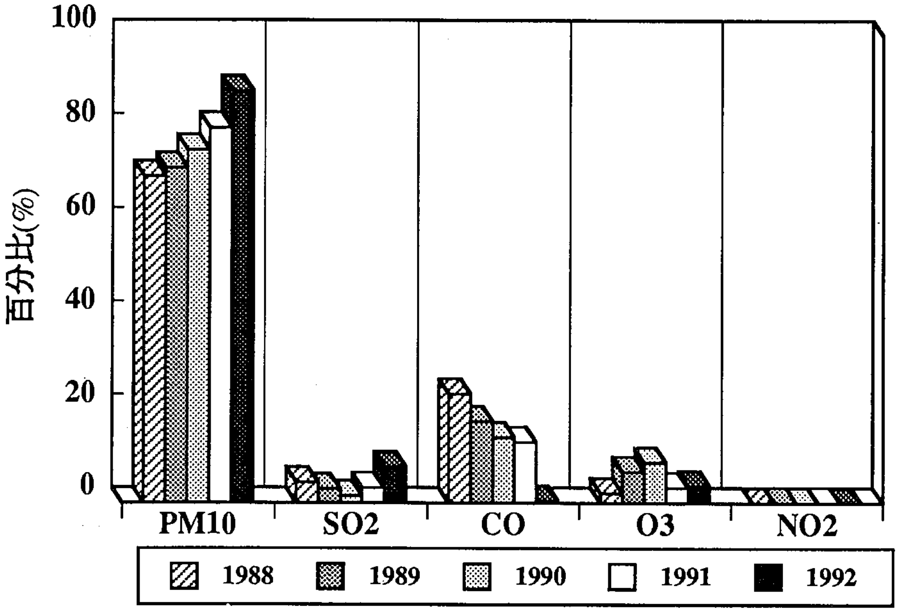


圖3　台灣地區77～81 年PSI＞100之指標污染物比率

表八、空氣污染指標（PSI）評量表

PSI 值	PM 10 24-hr （$\mu g/m^3$）	SO_2 24-hr (ppm)	CO 8-hr (ppm)	O_3 1-hr (ppm)	NO_2 1-hr (ppm)
50	50	0.03	4.5	0.06	-
100	150	0.14	9	0.12	-
200	350	0.30	15	0.2	0.6
300	420	0.60	30	0.4	1.2
400	500	0.80	40	0.5	1.6
500	600	1.00	50	0.6	2.0

附註：空氣污染指標係依據該測站當日空氣中懸浮微粒（PM 10）測值，二氧化硫濃度，二氧化氮濃度，一氧化碳濃度及臭氧濃度等數值，依下表換算出該污染物之空氣污染副指標，再以當日各副指標值之最大值爲該測站當日之空氣污染指標值。

二、空氣品質標準達成情形

我國目前空氣品質標準如表九，該標準為防制空氣污染之目標亦為健康之標準。將台灣地區空氣品質有效測站，包括本署及地方環保單位所屬者，且其監測期間在6000小時或八個月以上，懸浮微粒（PM10）未達成標準的情形最嚴重，三年中90％以上測站均不符品質標準，二氧化氮均符合標準，一氧化碳及臭氧之標準達成率，則有逐年提高之趨勢（圖4）。

表九、中華民國現行環境空氣品質標準

品質項目 / 平均時距　標準值	懸浮微粒(ug/Nm^3) PM-10	TSP	二氧化硫 SO_2 (ppm)	二氧化氮 MO_2 (ppm)	一氧化碳 CO (ppm)	臭氧 O_3 (ppm)	鉛 Pb (ppm)
1 小時平均值	—	—	0.25	0.25	35	0.12	—
8 小時平均值	—	—	—	—	9	0.06	—
24小時平均值	125	250	0.10	—	—	—	—
月平均值	—	—	—	—	—	—	1.0
年平均值	65	130	0.03	0.05	—	—	—

註：環保署81年4月10日公告.

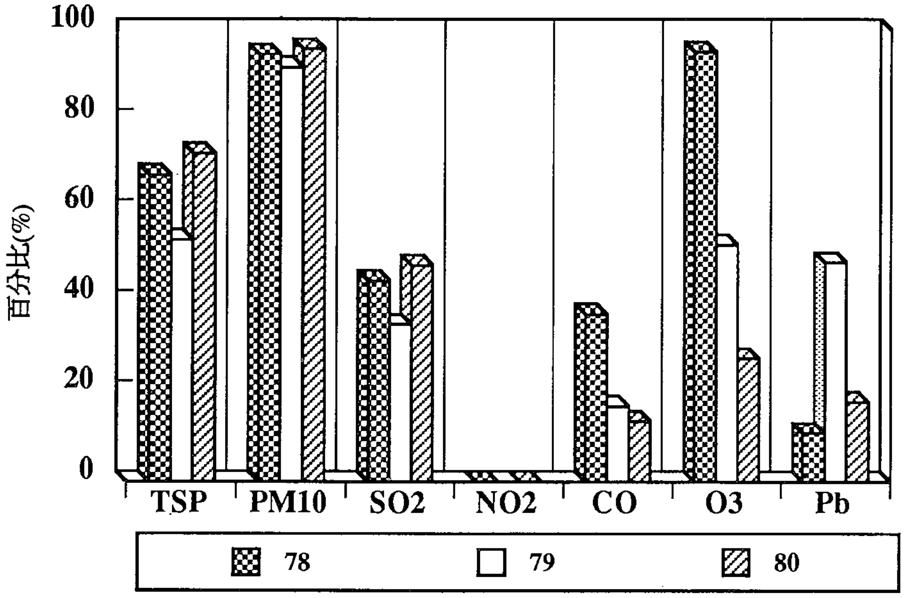


圖4　台灣地區78～80 年不符合環境空氣品質標準之測站比率

二氧化硫不符合空氣品質標準之地區，發生在台北市、高雄市、基隆市、台中市、嘉義市、台南市、台北縣、桃園縣、苗栗縣。一氧化碳、臭氧及鉛未符合標準之地區，皆發生在台北市及台北縣。臭氧在高雄縣亦曾發生（表十）。

表十　八十年台灣地區環境空氣品質監測站超過我國環境空氣品質標準之統計

污染物 / 項目別 / 年份	總懸浮微粒				懸浮微粒(PM10)				二氧化硫					二氧化氮				一氧化碳				臭氧				鉛	
	有效站數	未符24小時值標準之站數	未符年平均值標準之站數	未符空氣品質標準之站數	有效站數	未符日平均值標準之站數	未符年平均值標準之站數	未符空氣品質標準之站數	有效站數	未符小時值標準之站數	未符日平均值標準之站數	未符年平均值標準之站數	未符空氣品質標準之站數	有效站數	未符小時值標準之站數	未符年平均值標準之站數	未符空氣品質標準之站數	有效站數	未符小時值標準之站數	未符八小時平均值標準之站數	未符空氣品質標準之站數	有效站數	未符小時值標準之站數	未符八小時平均值標準之站數	未符空氣品質標準之站數	有效站數	未符空氣品質標準之站數
台北市	22	14	17	18	5	5	4	5	4	0	1	1	2	5	0	0	0	10	1	3	3	4	0	1	1	22	3
高雄市	12	9	11	11	4	4	4	4	5	0	1	1	2	4	0	0	0	6	0	0	0	4	0	3	3	12	3
基隆市	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
新竹市	3	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
台中市	4	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0
嘉義市	2	2	2	2	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
台南市	5	5	5	5	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
宜蘭縣	5	1	0	1																						0	0
台北縣	12	3	5	6	4	4	4	4	4	0	0	1	1	4	0	0	0	4	0	1	1	4	0	0	0	0	0
桃園縣	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
新竹縣	1	0	0	0																						0	0
苗栗縣	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
台中縣	2	2	0	2																						0	0
彰化縣	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
南投縣	4	4	2	4																						0	0
雲林縣	5	3	4	4																						0	0
嘉義縣	2	2	1	2																						0	0
台南縣	4	2	2	2																						0	0
高雄縣	6	6	4	6	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0
屏東縣	2	2	0	2																						0	0
花蓮縣	3	2	0	2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
台東縣	0	0	0	0																						0	0
澎湖縣	1	0	0	0																						0	0
合計	95	59	53	69	23	22	21	22	23	1	4	9	11	23	0	0	0	30	1	4	4	22	0	6	6	34	6
80年標準未達成率		62.11	55.79	72.63		95.65	95.45	95.65		4.35	17.39	39.13	47.83		0	0	0		3.33	13.33	13.33		0	27.27	27.27		17.65
79年標準未達成率		65.93	41.38	53.45		91.67	87.50	91.67		0	17.39	30.43	34.78		0	0	0		0	16.67	16.67		0	52.38	52.38		48.48
78年標準未達成率		67.86	51.70	67.86		94.44	83.33	94.44		7.41	14.81	44.44	44.44		0	0	0		0	37.04	37.04		0	95	95		10.71

三、空氣污染物濃度逐年變化趨勢

懸浮微粒之空氣品質惡化情形，以台北地區最明顯，以台北縣爲例，圖5顯示PM10年平均值均在100 μ g／m^3以上，且逐年增加，日最大值亦無明顯改善。大部分地區之二氧化硫已有改善，圖6 爲台北縣之年平均、日平均及小時最大值，均自七十七年起逐年下降中。二氧化氮濃度僅在台北地區稍有惡化趨勢、圖 7顯示台北縣之年平均值已逐年上升，小時最大值則可高達300 ppb以上。

此外，空氣中鉛含量也由於推動加速供應無鉛汽油及有鉛汽油低鉛化的結果，有明顯改善趨勢，台北市七十八年平均值爲0.467 μ g／m^3，至八十一年已降至0.184 μ g／m^3(圖8）。

其餘污染濃度，則無明顯之年變化。

四、空氣污染物濃度之季節變化

空氣污染物在不同氣象條件下，空氣中濃度有不同的變化，且其變化有南部和北部明顯的差異。南部地區的PM10、SO_2、NO_2 濃度皆有冬天高而夏天低的現象，圖 9、10、11係以高雄市爲例。北部地區以台北縣爲例，二氧化氮雖亦爲冬高夏低，但懸浮微粒（PM10）濃度則有夏天高於冬天之情形（圖12、13）。然而若以交通站和一般站區分，SO_2 濃度變化趨勢，一般站是冬高夏低，交通站是夏高冬低（圖14、15）。

臭氧則南部（高雄）較北部（台北）有明顯的四月及十月高峰值（圖16、17）。

五、空氣污染物濃度之日變化

除了臭氧的高濃度出現在12：00～1：00外（圖18、19），其他污染物之高濃度都發生在上、下班時段，而以上年的尖峰更爲明顯。台北縣各監測站均屬交通測站，故以其76～80年逐時平均變化爲代表例（圖20、21、22、23）。

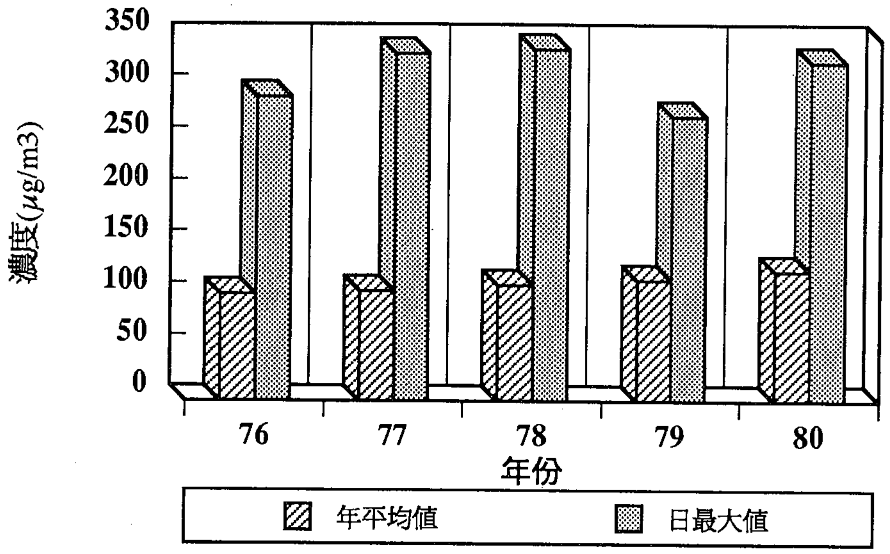


圖5　台北縣空氣中懸浮微粒(PM10)年平均及日最大值逐年變化趨勢

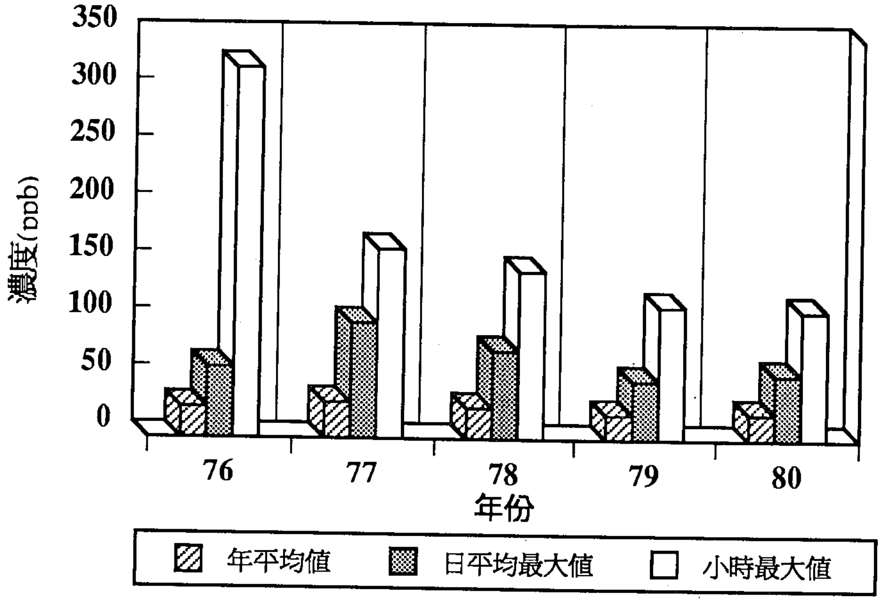


圖6　台北縣空氣中二氧化硫年平均、最大日平均值及最大小時值之逐年變化趨勢

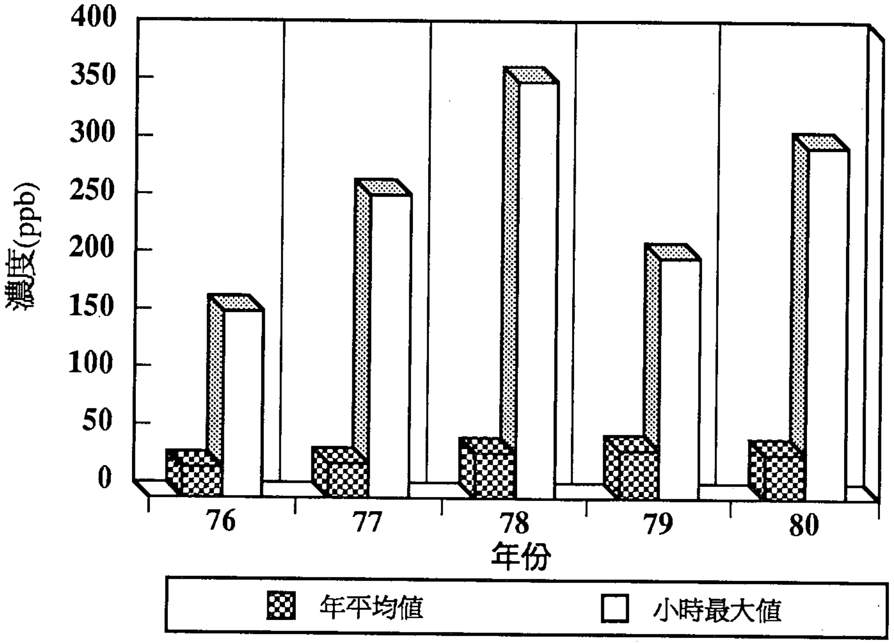


圖7　台北縣空氣中二氧化氮年平均及小時最大值之逐年變化趨勢

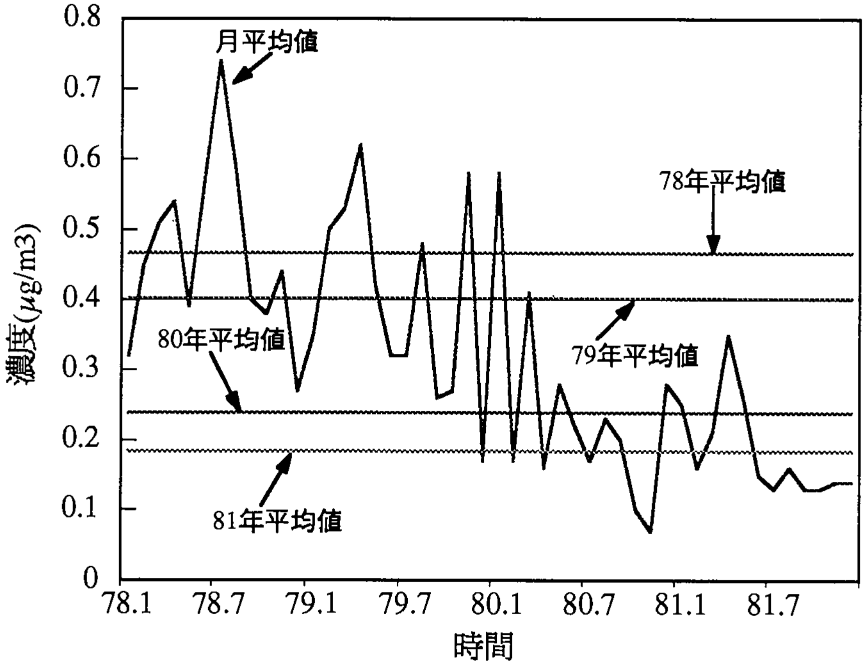


圖8　台北市空氣中懸浮微粒之鉛含量變化

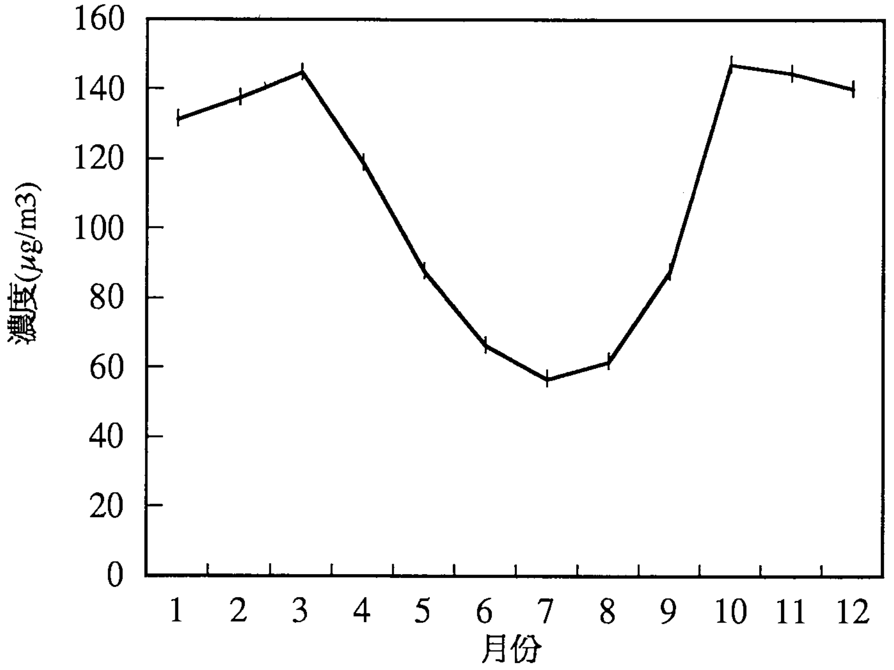


圖9　高雄市懸浮微粒(PM10)76-80年逐月平均變化圖

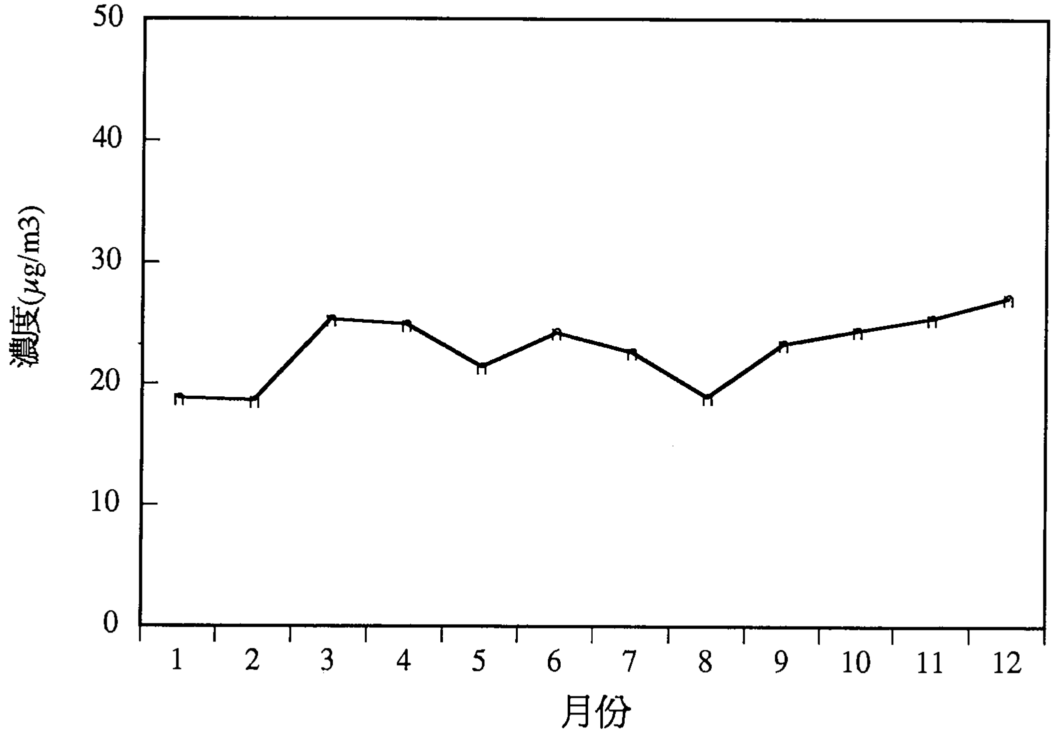


圖10. 高雄市二氧化硫76-80年逐月平均變化圖

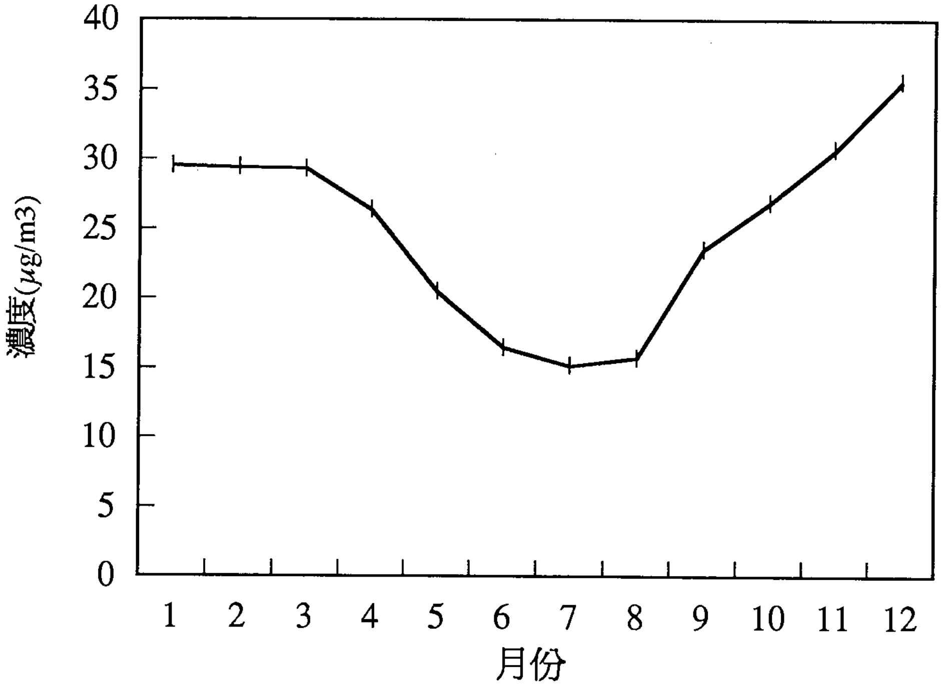


圖11. 高雄市二氧化氮76-80年逐月平均變化圖

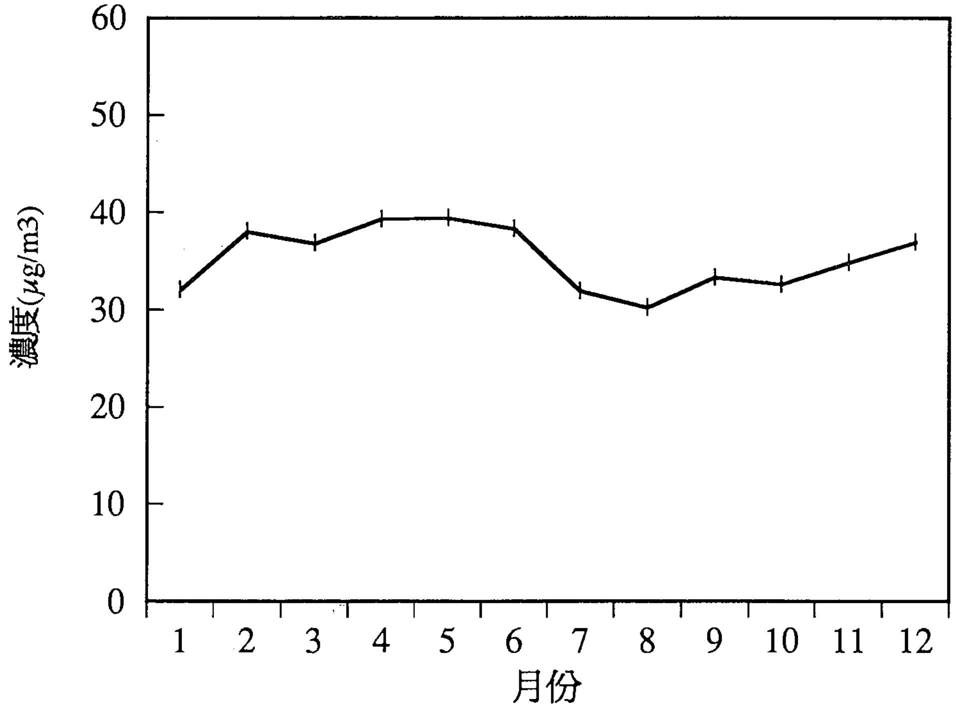


圖12. 台北縣二氧化氮76-80年逐月平均變化圖

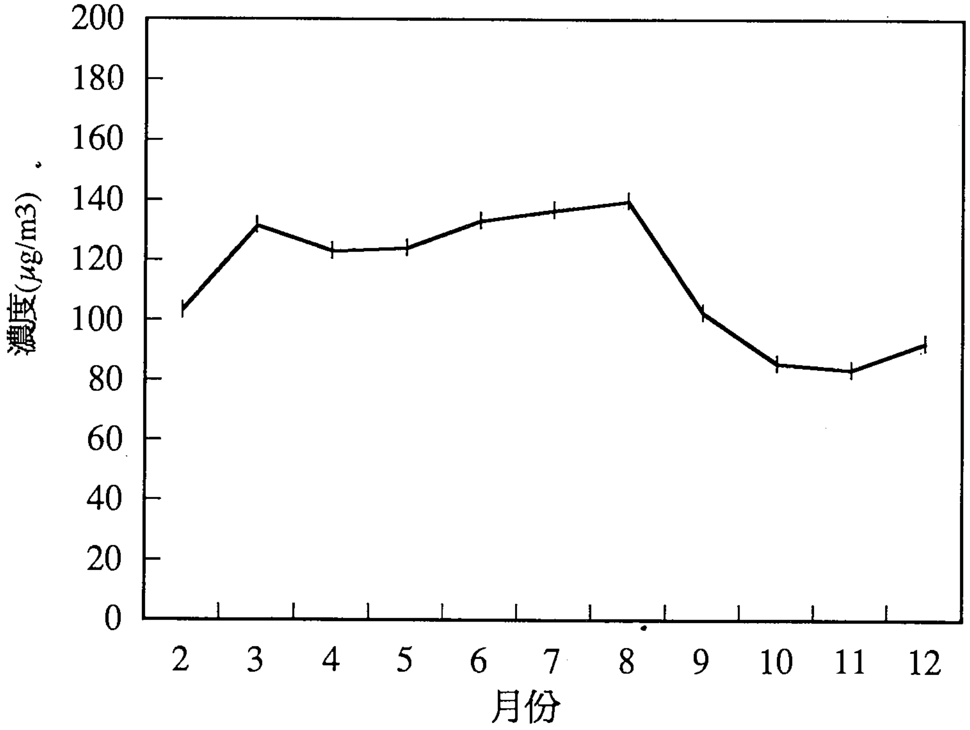


圖13. 台北縣懸浮微粒(PM10)76-80年逐月平均變化圖

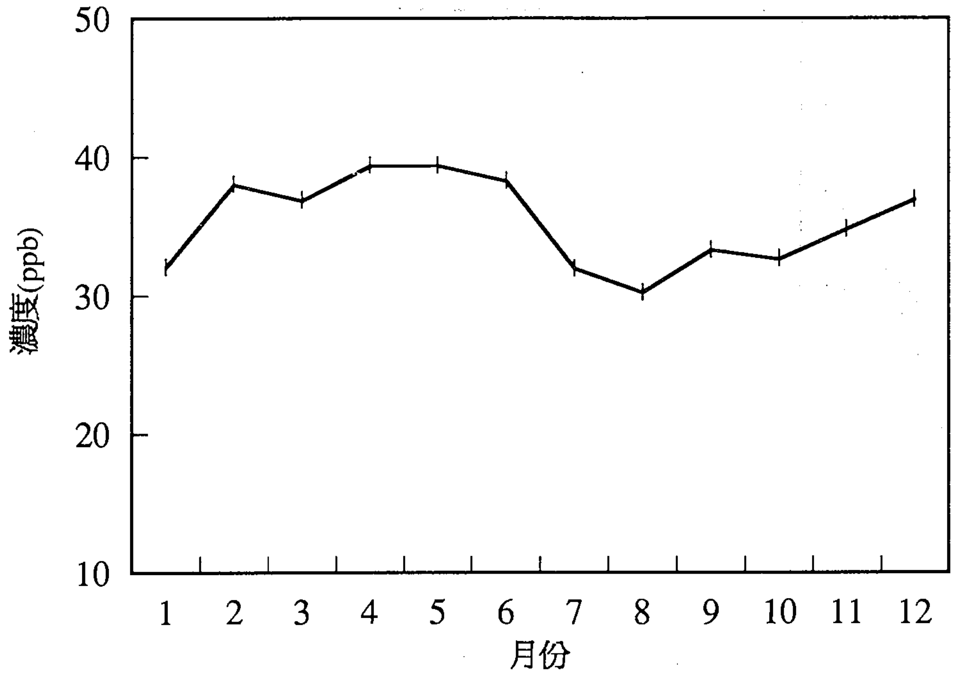


圖 14. 台北縣二氧化硫76-80年逐月平均變化圖

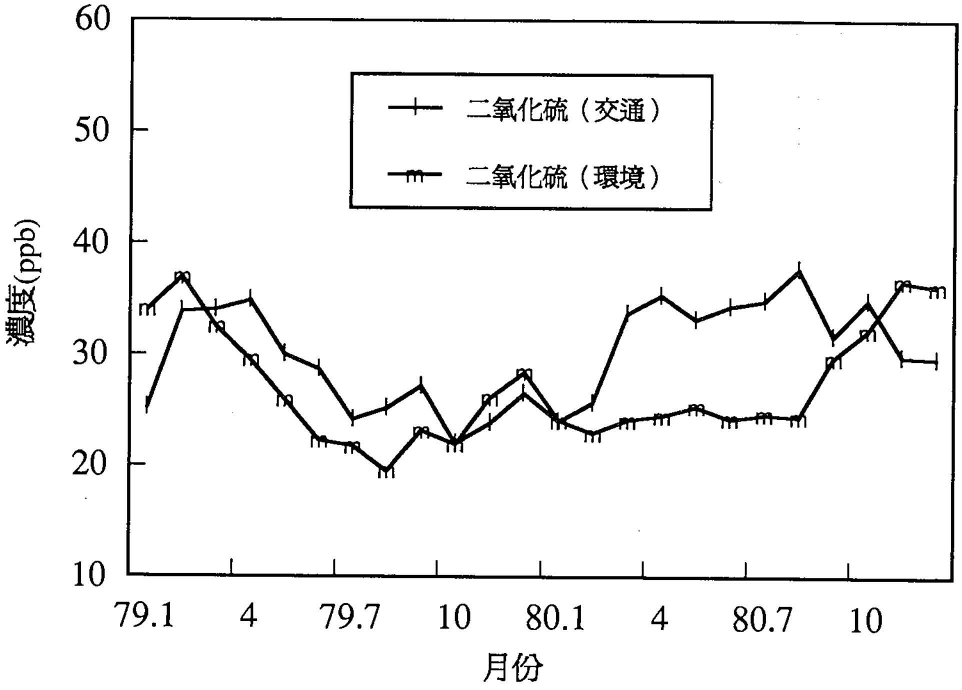


圖 15. 台灣地區79-81年二氧化硫逐月平均變化圖

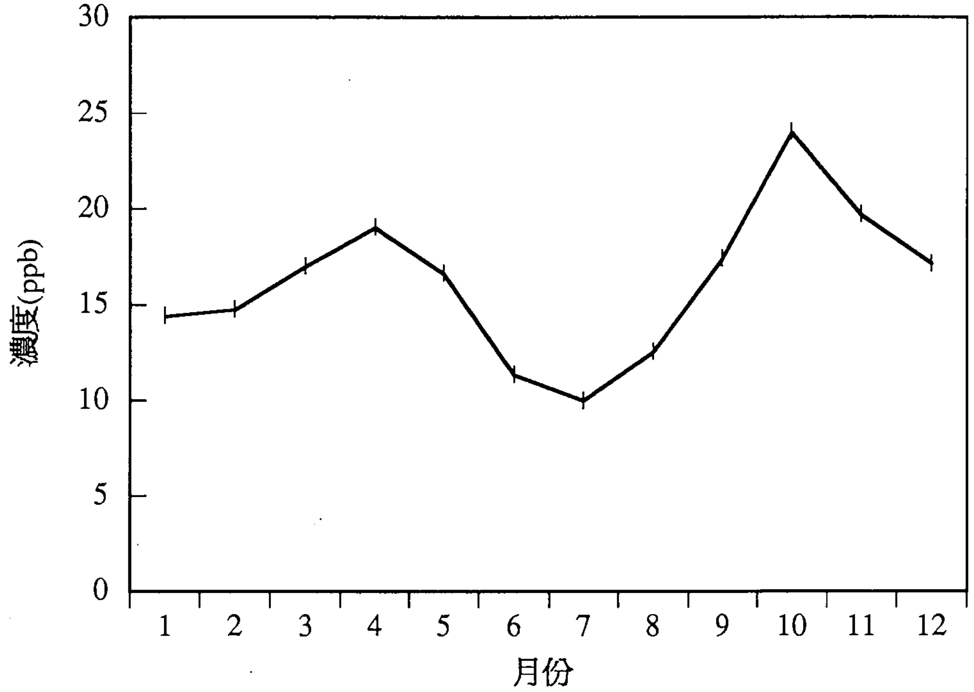


圖 16.　高雄市臭氧濃度76-80年逐月平均變化圖

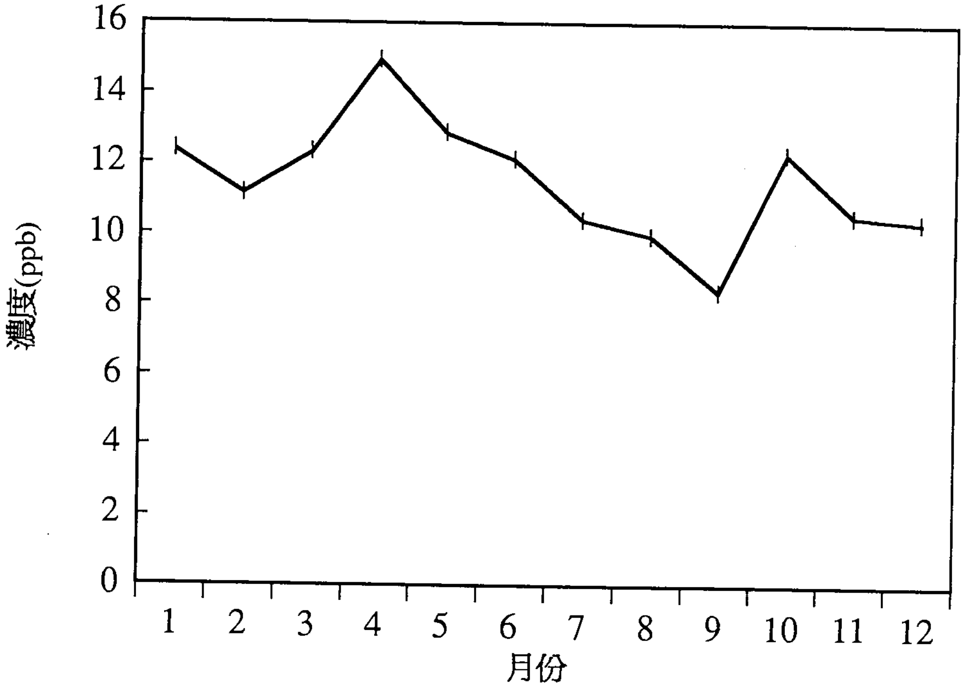


圖 17.　台北縣臭氧濃度76-80年逐月平均變化圖

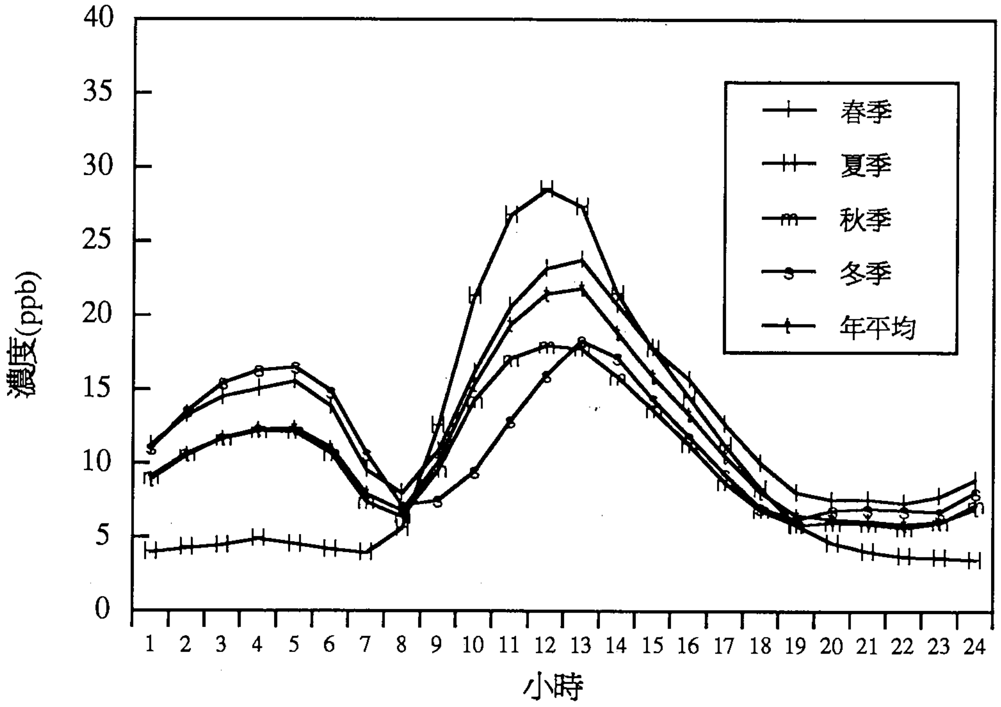


圖18.　台北縣臭氧濃度76-80年逐時平均日變化圖

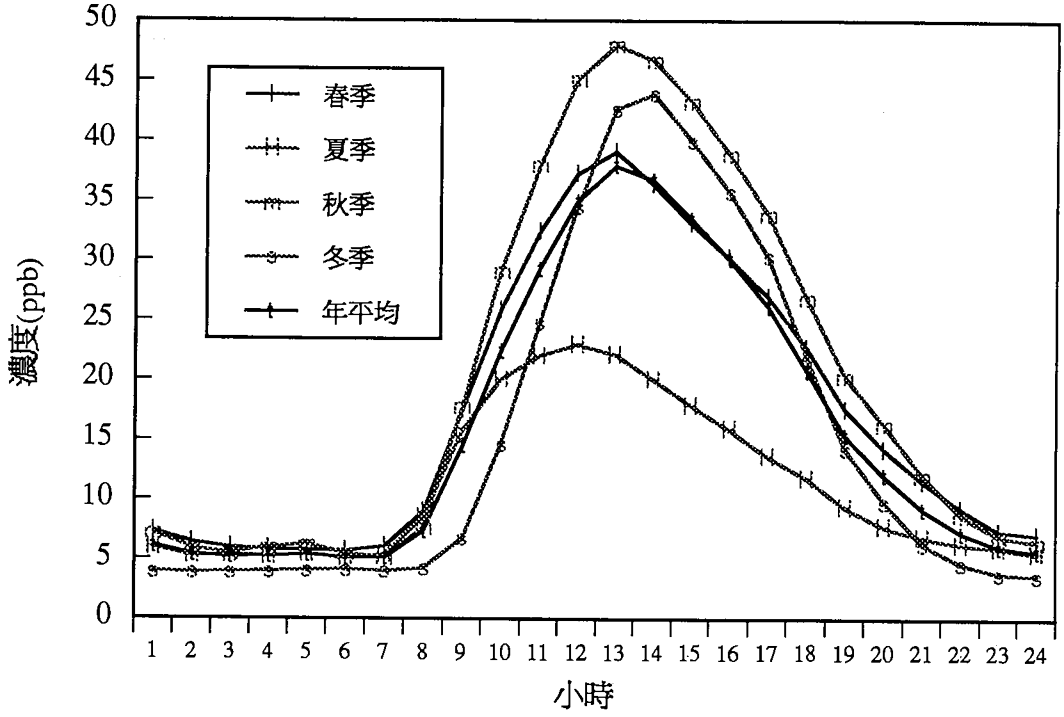


圖19.　高雄市臭氧濃度76-80年逐時平均日變化圖

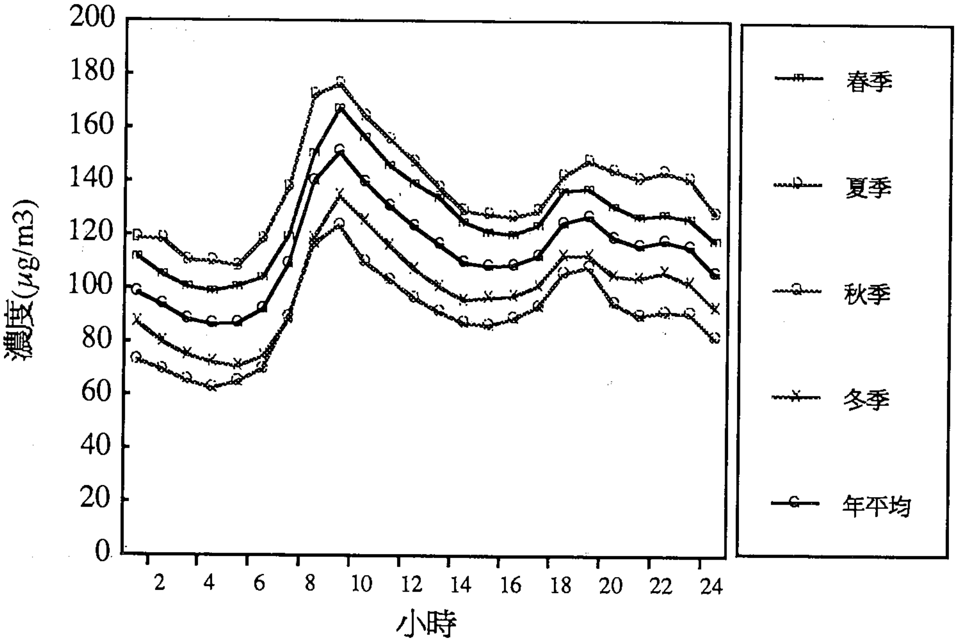


圖20. 台北縣懸浮微粒(PM10)76-80年逐季平均變化圖

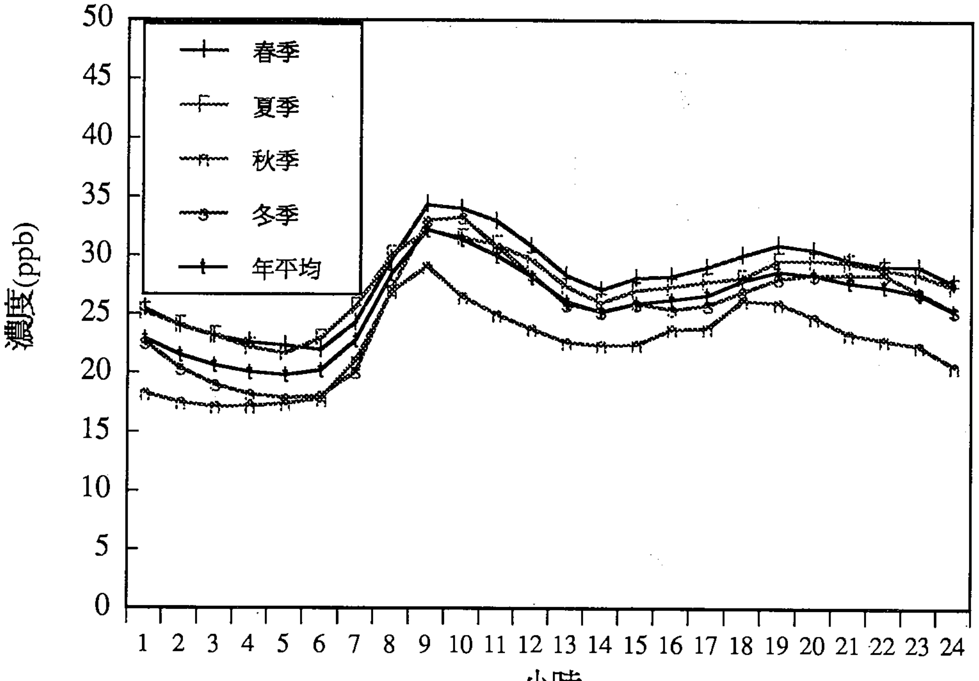


圖21. 台北縣二氧化硫76-80年逐時平均日變化圖

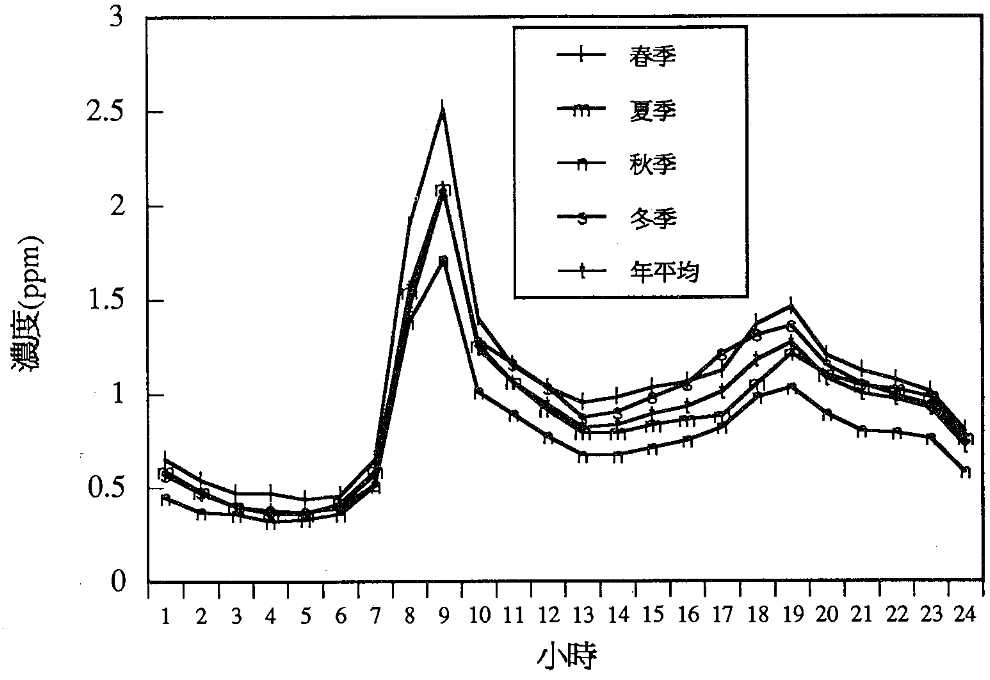


圖22. 台北縣非甲烷碳氫化合物76-80年逐時平均日變化圖

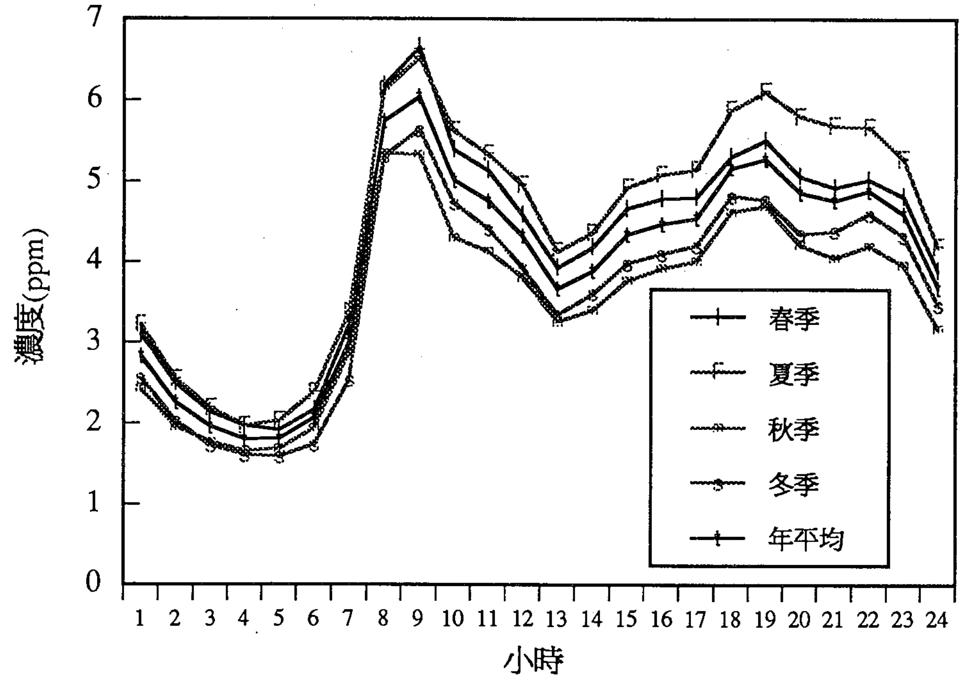


圖23. 台北縣一氧化碳76-80年逐時平均日變化圖

空氣品質保護策略與管制措施

一、我國空氣品質保護策略

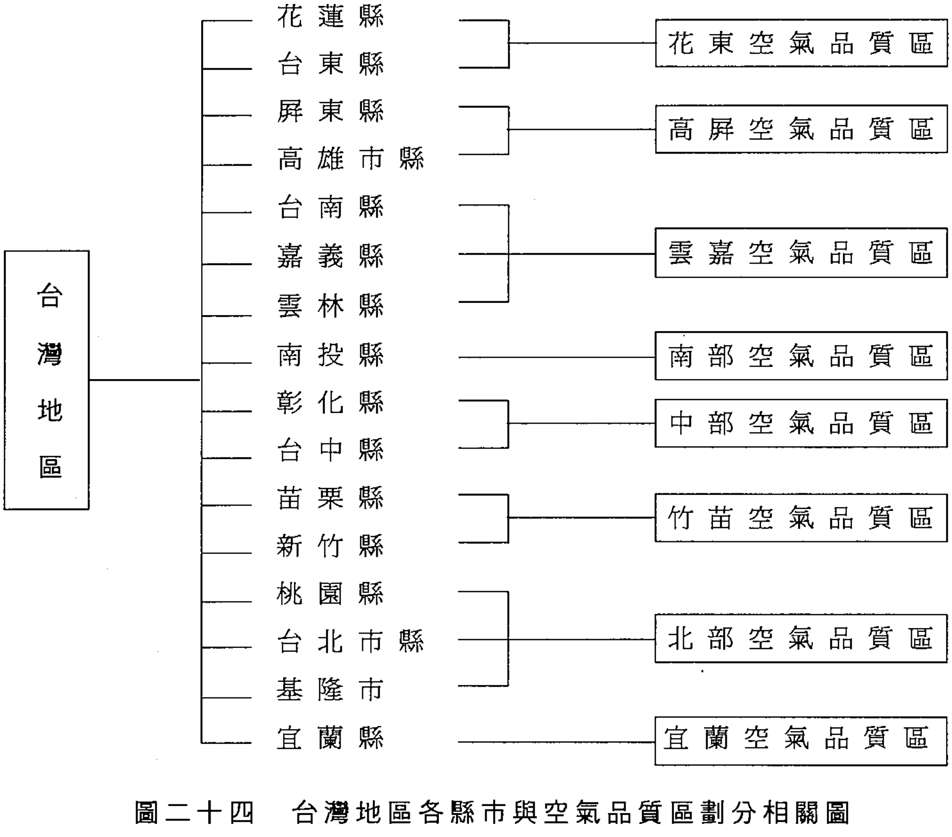
分析台灣地區空氣品質惡化的原因，與人口、工廠、機動車輛的增加有密切關係，且與空氣污染有關的活動密度，超過美國、日本很多，單位面積排放密度亦高，為維護空氣品質，有效管制污染源，必須同時採取改善舊污染源與預防新污染源產生之措施，且運用系統方法規劃進行污染管制。

(一)空氣品質維護及改善計畫

根據新空氣污染防制法第六條之規定：省(市)、縣(市)主管機關應依空氣品質標準，按各級防制區訂定維護或改善空氣品質之執行計畫。故各縣市應按所轄位屬之防制區等級及其社經、地理、氣象條件、空氣污染源的分佈等，背景之不同，擬訂不同之空氣品質管制措施和維護改善計畫，以為直轄市及各縣市政府據以實施空氣品質資源管理之準則。

(二)空氣品質區劃分

基於考慮空氣污染之跨區域性，並顧及空氣污染防制之整體性，空氣品質管理之規劃，宜以氣源區（Air Basin）為單位，較能有效管制污染，故以縣市為基本單位，在空氣污染上具有相互影響之縣市，以數縣市合併成「空氣品質區」。劃分之判斷依據上，考慮地形、氣象、行政體系、污染源關聯性等因素。就台灣地區劃分為八個「空氣品質區」詳如圖二十四。



圖二十四　台灣地區各縣市與空氣品質區劃分相關圖

(三)空氣污染防制區劃分

「空氣污染防制區」之劃分，以鄉鎮為最小單位，分別就TSP(PM10)、NO_2、SO_2、CO、O_3及鉛六種污染物，依據空氣品質監測值或模擬預測值與「環境空氣品質標準」比較，劃分三個等級，其劃分原則，依空氣污染防制法施行細則第七條之規定為：

一級防制區：國家公園、自然保護區、保育區等依法劃定之區域，限制污染源之設立。

二級防制區：一級防制區以外，空氣品質未超過環境空氣品質標準之區域，應採取措施防止空氣品質惡化。

三級防制區：一級防制區以外，空氣品質超過環境空氣品質標準之區域，應對該污染項目採總量管制，削減排放量，以達環境空氣品質目標。

(四)空氣污染管制策略

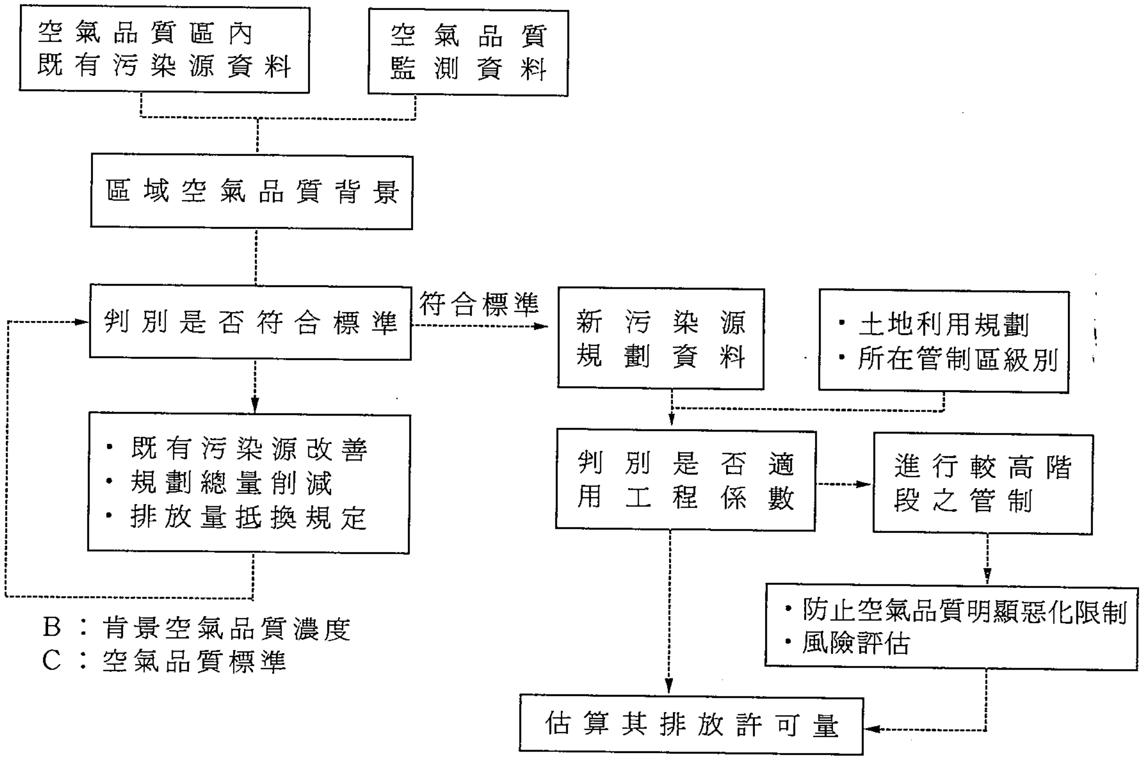
「三階管制」是依國內污染源大小，行政執行難易程度，及各類污染物的擴散特性而擬定出來的一個管制系統。對空氣污染源分成三種等級來進行管制，即：

①初階管制—或稱工程係數管制，或K管制，適用於排放量規模較小者。

②二階管制—或稱擴散模式管制，適用於排放量較大，排放口較高者。

③三階管制—或稱光化污染管制或危害風險評估管理，適用於光化學污染、酸雨問題或排放有害空氣污染物者。

綜合上述，區域空氣品質管理之系統流程圖示，如圖二十五。



圖二十五　區域空氣品質管理之系統流程圖

二、我國空氣污染管制措施

配合新修正之空氣污染防制法，環保署除訂定積極性空氣品質管理策略外，並研擬推動多項改善空氣品質具體新措施。

(一)建立預防性許可制

引進先進國家污染源許可登記制度，以事前預防重於事後取締之理念，訂定固定污染源設置，變更或操作許可辦法，並藉此建立污染源資料檔案，掌握污染來源，且有助於地區別允許排放總量管制策略之策訂。同時藉許可登記過程，引進合格污染防制工程師簽證，及污染測定服務業簽證之制度，除確保其品質外，並可鼓勵民間企業之成長。

(二)建立管理性自行檢測及申報制

對於較大型之固定空氣污染源，要求其裝置自動連續監測設備，若規模不大但排放之污染物對人體健康影響較大者，可延請合格之檢驗業者定期檢驗，且依規定都要將紀錄向當地主管機關申報，除可供掌握確實污染狀況外，並可做爲處罰之依據，以補環保稽查人力之不足。

(三)建立整體性車輛污染防制制度

機動車輛於生產或進口前，必須先經環保署的新車型審驗，發給合格証，並規定新車出廠前廠商必須對排氣情形進行品管抽驗，以確保符合排放標準。使用中汽車亦已納入定期檢驗系統，惟若因裝置或設計不良，廠商應負收回改正之責。

目前機車已超過一千萬輛，且未列入交通部定期檢驗範圍，爲減少使用中車污染排放，本署及各地方環保機關均舉辦汽機車排氣免費檢測服務，以提醒駕駛人加强檢驗保養。爾後將推動民間廣爲設立檢測服務站，以便車輛使用人進行檢驗保養工作，同時建立車輛之保養與檢驗合一制度。

此外，我國目前的排放標準雖與先進國家相當，惟因台灣地區車輛密度偏高，仍將再視管制需要訂定下階段逐步加嚴之排放標準。

(四)燃料管制

1.繼續推行低硫燃料政策

從75年7月起全面將燃料油含硫量由4％降爲2％，自79年7月起再降爲1.5％，82年7月起更降爲1％，且將推動自87年7月降至0.5％以下，以改善都會區以及污染較嚴重區域，如高雄、頭份地區之硫氧化物污染問題。

2.推動全面供應供無鉛汽油及使用低污染油料

中油公司已於77年9月全面供應92無鉛汽油。本署並促使中油公司以價差方式鼓勵使用無鉛汽油，降低鉛污染排放，並促使逐年降低高級汽油含鉛量、高級柴油含硫量，並推動使用清潔替代燃料，如LPG。

3.汽油中苯及多環芳香烴之含量，亦研究訂定管制規範中。

在各項控制措施執行下，預計在民國八十九年，其相對於七十七年總排放量之削減比率，估計爲：粒狀污染物削減51％，硫氧化物削減56％，氮氧化物削減17％，碳氫化

合物削減41％，一氧化氮削減45％，鉛削減76％。預期台灣地區空氣品質將於公元2000年達到先進國家(美國)的水準，PSI 大於100之日數佔總測定日數降爲 2％。

結　　語

台灣地區地狹人稠，污染源密集，至民國八十一年底人口總數已達20,752,494人（576人／km^2），機動車輛總數達 13,870,077輛（385輛／km^2），工廠總數達94,673家（2.63家／km^2）。八十一年全年空氣污染指標（PSI）超過100 之日數佔總日數(6583日）之11.32 ％，與美國之1.34％相比較，顯示台灣地區之空氣品質急待改善。

因此，如何在既定之經濟發展的前提下，訂定適切之各項污染排放管制標準，以及引用具經濟誘因之措施，儘可能降低營運成本負荷增加之原則下，加强引導國內有關業者建立符合管制標準之污染防制設施，以有效地改善既有污染，並預防新污染源的發生，爲我們努力的目標。

此外，空氣污染與我們每個人都有切身的關係，若能結合政府的施政與民眾的配合，才是空氣污染防制工作的最大落實。

誌　　謝

本文空氣品質及各統計值由本處周淑婉小姐協助蒐集整理，張美玉小姐、周國鼎先生協助製圖，中鼎公司協助排放量整理，新系公司協助空氣品質逐年統計值之提供，在此一併致謝。

空氣污染物爲害農作物之徵狀診斷[1]

Symptoms Diagnosis of Air Pollution Injury to Vegetation

林茂盛[2] 張瑞明 陳琳湖
Maw-Sheng Lin Jui-Ming Chang Lin-Hu Chen

臺灣省農業試驗所
Taiwan Agricultural Research Institute

摘 要

主要的空氣污染物有二氧化硫、氮氧化物、臭氧和氟化物等。二氧化硫爲害作物的主要徵狀爲葉脈間黃化現象，如絲瓜、木瓜、蕃石榴或是葉脈間條紋斑，如水稻；然而也有葉尖、葉緣黃化現象，如水稻、甘蔗、花生和玉米等。氮氧化物比較沒有典型的爲害徵狀，通常可能是葉間黃化現象，如甘藍；或葉間條紋斑，如劍蘭；但也有葉尖、葉緣黃化現象，如劍蘭等。臭氧的主要爲害徵狀爲葉脈間斑點、斑塊或刺點等，如胡瓜、油菜等；但也有葉尖黃化現象，如劍蘭、蕨類等。氟化物的主要爲害徵狀爲葉尖、葉緣黃化現象，如水稻、香蕉、鳳梨、劍蘭、相思樹和台灣橄欖等。

關鍵詞：空氣污染物、二氧化硫、氮氧化物、臭氧、氟化物

ABSTRACT

Major air pollutants are sulfur dioxide, oxides of nitrogen, ozone and fluorides. Major symptoms developed by sulfur dioxide injury to vegetation are interveinal bleaching and necrosis , e.g. vegetable sponge, papaya, guava, etc. Interveinal streaks is also a major symptoms, e.g. rice. However, tip and marginal necrosis can also be observed, e.g. rice, sugar cane, peanut, maize, etc.

1.本研究報告爲農試所多年來試驗研究之綜合報告。
2.農試所農化系副研究員、助理、技術員。

There are no reliable or typical symptoms developed by oxides of nitrogen injury. A nonspecific chlorosis may be occurred, e.g. cabbage; or interveinal streaks, e.g. gladiolus; or tip and marginal necrosis, e.g. gladiolus. Major symptoms developed by ozone injury are interveinal fleck, stipple and mottle, e.g. cucumber, chinese mustard, etc. However, tip and marginal necrosis can also be observed, e.g. gladiolus and fern. Major symptoms developed by fluorides injury are tip and marginal necrosis, e.g. rice, banana, pineapple, gladiolus, acacia, Chinese olive, etc.

Key words: Air pollutants, sulfur dioxide, oxides of nitrogen, ozone, fluorides.

前　　言

近年來台灣工商業發達，工廠林立，交通工具也急速增加，因而空氣污染事件也跟著增多，同時空氣污染物也可能爲害農作物之生長(Jacobson and Hill 1970; Lacasse and Treshow 1978; Manning and Feder 1980; Mudd and Kozlowski 1975; Ormrod 1978; Reinert 1975)。空氣污染物爲害農作物時常於植物葉子表面產生受害徵狀，因此，如果能夠詳細研究各種空氣污染物爲害農作物所產生的葉面受害徵狀，將來可做爲公害糾紛鑑定之重要參考依據。本報告係於農試所實驗室薰蒸設備中以已知濃度之主要空氣污染物二氧化硫、氮氧化物、臭氧和氟化物來薰蒸處理各種不同農作物使其葉面產生受害徵狀以做爲未來鑑定之參考。

材料與方法

一、植物栽培：

試驗用作物栽培於盆栽土，盆栽土係以農田土壤或使用1：1(泥炭土：蛭石)爲材料，然後調加作物生長需要所需之養分。

二、薰蒸工作於植物生長箱中進行，生長箱中另有一壓克力製成之薰蒸室。薰蒸室內對角之上方有兩個循環扇，可使氣體充分混合,並可減少植物葉面界面阻力(boundary layer resistance)。生長箱可控制溫度、濕度及光度。生長箱之溫度晝25℃，夜20℃，相對濕度70％，光線強度爲7000 lux。主要空氣污染物，如臭氧氣體係由Griffin Model GTC-1A Ozone Generator 所產生，而二氧化硫、二氧化氮與氟化氫氣體各由氣體鋼瓶供應並由調節器調節其流量後通到氣體混合裝置，與由氣體壓縮機打出之空氣以適當比率混合，再通入薰蒸室內。此薰蒸室完全封閉，僅留一孔讓空氣與空氣污染物混合體經由Teflon管將氣體引導到空氣污染偵測儀，而連續的記錄其濃度。而所使用之各種空氣污染偵測儀則是：二氧化硫偵測儀係用 Thermo electron model 43 pulsed fluorescent SO_2 analyzer 或 Model 8850 fluorescent SO_2 analyzer；氮氧化物偵測儀係用 Chemiluminescent NO-NO_2-NO_x analyzer；臭氧偵測儀係用 Griffin model Eg-2001-LC Ozone monitor；而氟化物偵測儀係用 CEA 555 Air monitor 或 TGM 555 Air monitor 來檢定。

三、薰蒸試驗：

作物於溫室中生長至適當時期，移至生長箱（未通任何氣體）內，讓其在此箱中一段時間以適應人工環境後再移入有空氣污染物氣體之薰蒸室內進行試驗，薰蒸一晝夜後再將作物放回溫室2至3天左右，讓其受害情形顯示出來，記錄植株受害情形，並拍攝受害圖片。

結果與討論

主要的空氣污染物有二氧化硫、氮氧化物、臭氧和氟化物等。二氧化硫爲害作物的主要徵狀爲葉脈間黃化現象，如絲瓜、木瓜、蕃石榴(圖 1至圖 3)或是葉脈間條紋斑，如水稻(圖 4)；然而也有葉尖、葉緣黃化現象，如水稻、甘蔗、花生和玉米(圖 5至圖 8)等。氮氧化物比較沒有典型的爲害徵狀，通常可能是葉間黃化現象，如甘藍(圖 9)；或葉間條紋斑，如劍蘭(圖10)；但也有葉尖、葉緣黃化現象，如劍蘭(圖11)等。臭氧的主要爲害徵狀爲葉脈間斑點、斑塊或刺點等，如胡瓜、油菜(圖12至圖13)等；但也有葉尖黃化現象，如劍蘭、蕨類(圖14至圖15)等。氟化物的主要爲害徵狀爲葉尖、葉緣黃化現象，如水稻、香蕉、鳳梨、劍蘭、相思樹和台灣橄欖(圖16至圖21)等。

引用文獻

Jacobson, J. S. and A. C. Hill (eds). 1970. Recognition of Air Pollution. A Pictorial Atlas. Air. Poll. Contr. Assoc., Pittsburgh, Pa.

Lacasse, N. L. and M. Treshow (eds). 1978. Diagnosing vegetation injury caused by air pollution. USEPA Handbook.

Manning, W. J. and W. A. Feder. 1980. Biomonitoring air pollutants with plants. Applied Science Pub., London.

Mudd, J. B. and T. T. Kozlowski (eds). 1975. Response of plants to air pollution. Academic Press, NY.

Ormrod, D. P. 1978. Pollution in Horticulture. Elsevier Scient. Pub. Co., Amsterdam.

Reinert, R. A. 1975. Monitoring, detecting, and effects of air pollutants on horticultural crops: Sensitivity of genera and species. Hort. Sci. 10:7-12.

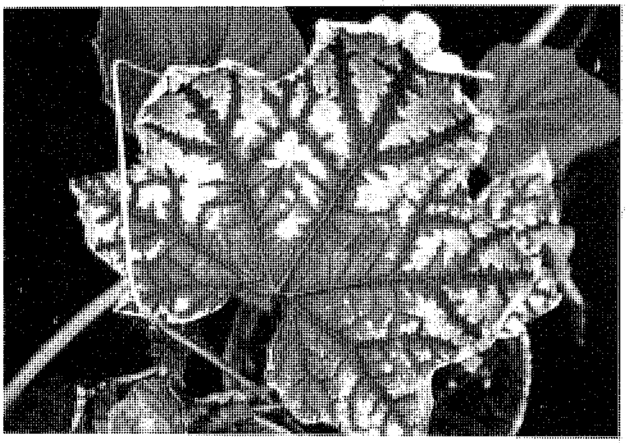


圖1. 二氧化硫爲害絲瓜情形。(葉脈間黃化)

Fig 1. SO_2 injury to vegetable sponge. (Interveinal necrosis).

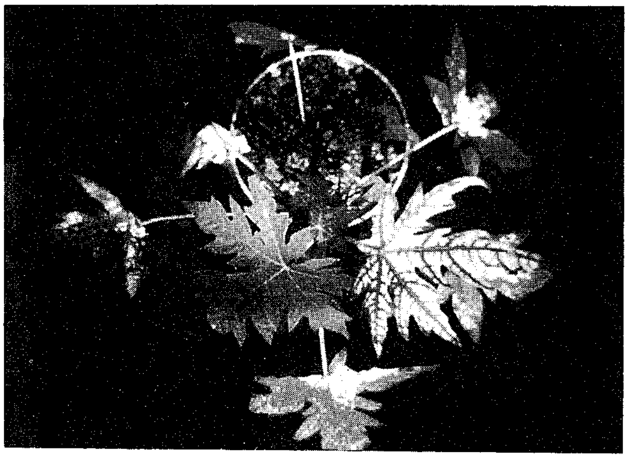


圖2. 二氧化硫爲害木瓜情形。(葉脈間黃化)

Fig 1. SO_2 injury to papaya. (Interveinal necrosis)

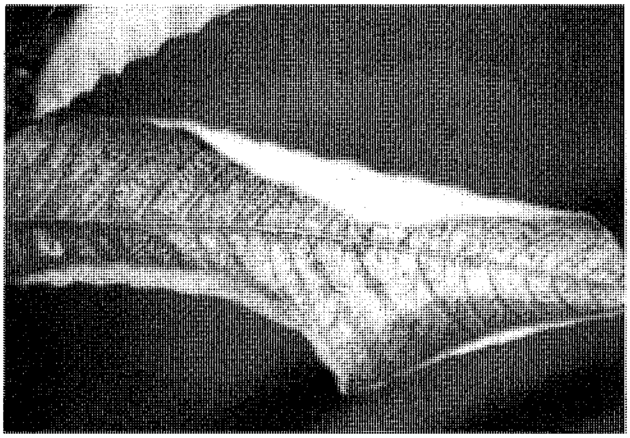


圖3. 二氧化硫爲害蕃石榴情形。(葉脈間黃化)

Fig 3. SO_2 injury to guava. (Interveinal necrosis)

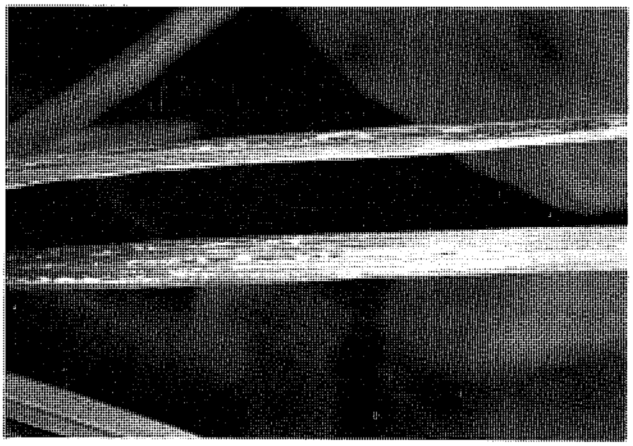


圖4. 二氧化硫爲害水稻情形。(葉脈間條紋斑)

Fig 4. SO_2 injury to rice. (Interveinal streaks)

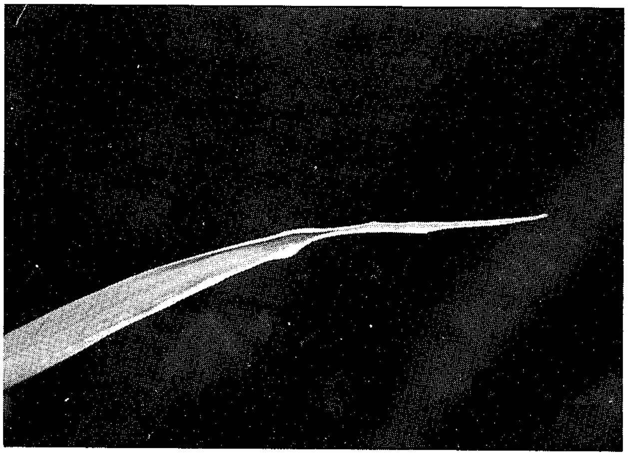


圖5. 二氧化硫爲害水稻情形。(葉尖、葉緣黃化)

Fig 5. SO_2 injury to papaya. (Tip and marginal necrosis)

圖6. 二氧化硫爲害甘蔗情形。(葉尖、葉緣黃化)

Fig 6. SO_2 injury to sugar cane. (Tip and marginal necrosis)

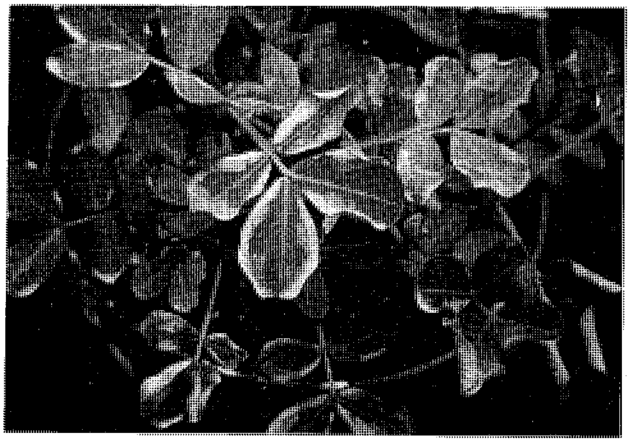


圖 7. 二氧化硫爲害花生情形。(葉尖、葉緣黃化)

Fig 7. SO_2 injury to peanut. (Tip and marginal necrosis)

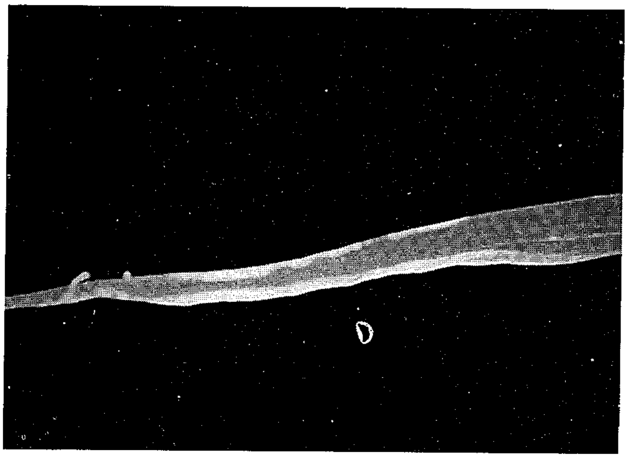


圖 8. 二氧化硫爲害玉米情形。(葉尖、葉緣黃化)

Fig 5. SO_2 injury to maize. (Tip and marginal necrosis)

圖 9. 氮氧化物爲害甘藍情形。(葉間黃化)

Fig 9. NOx injury to cabbage. (Interveinal Streaks)

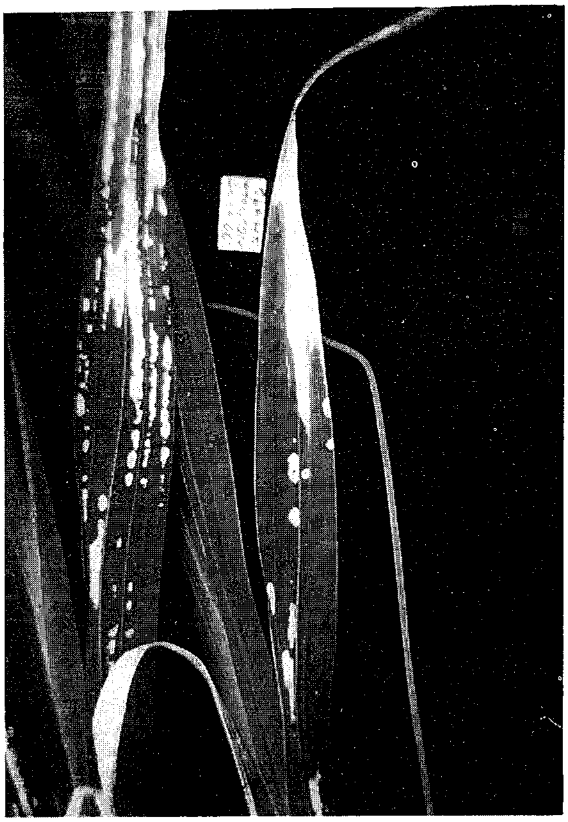


圖10. 氮氧化物爲害劍蘭情形。(葉間條紋斑)

Fig 10. NOx injury to gladiolus. (Interveinal Streaks)

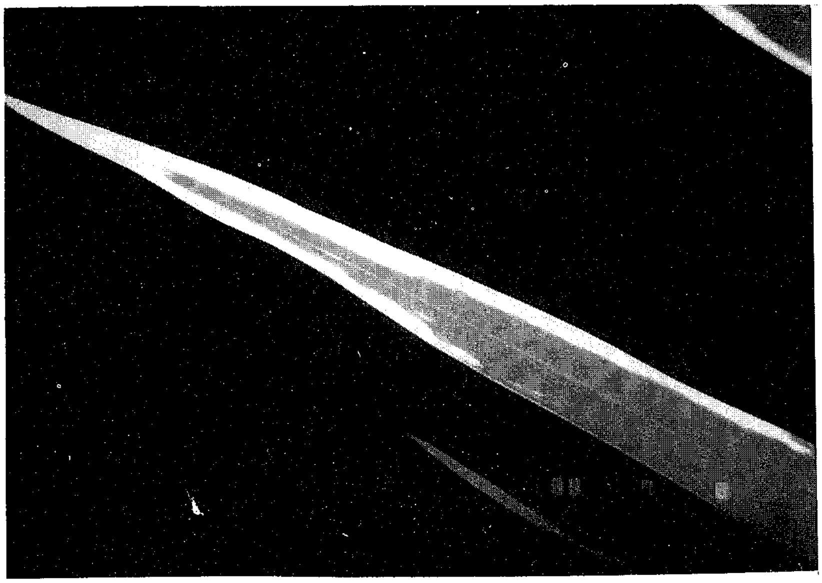


圖11. 氮氧化物爲害劍蘭情形。(葉尖、葉緣黃化)

Fig 11. NOx injury to gladiolus. (Tip and marginal necrosis)

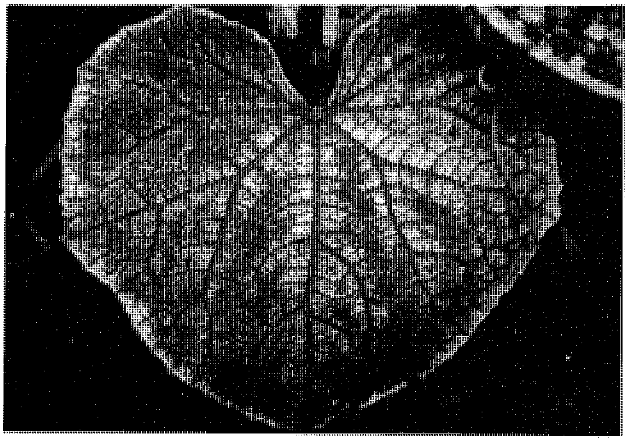


圖12. 臭氧爲害胡瓜情形。(葉脈間斑點、斑塊或刺點)

Fig 12. Ozone injury to cucumber. (Interveinal fleck, stipple and mottle)

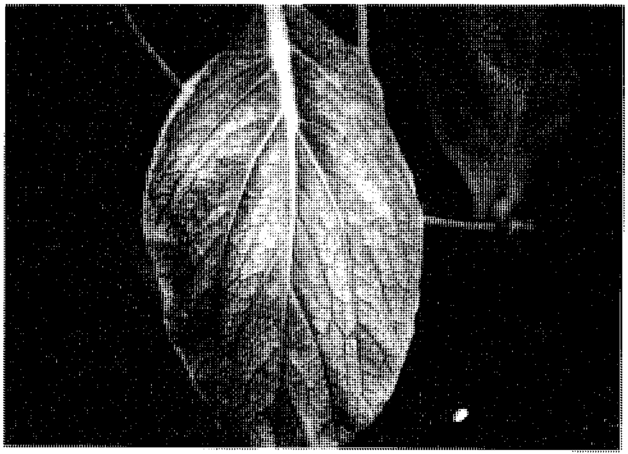


圖13. 臭氧爲害油菜情形。(葉脈間斑點、斑塊或刺點)

Fig 13. Ozone injury to chinese mustard. (Interveinal fleck, stipple and mottle)

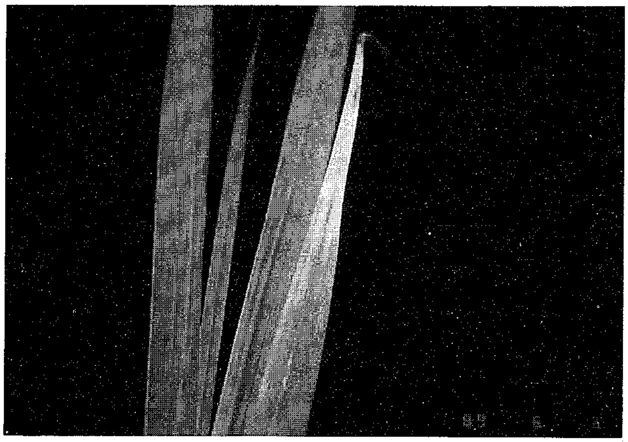


圖14. 臭氧爲害劍蘭情形。(葉尖黃化)

Fig 14. Ozone injury to gladiolus. (Tip necrosis)

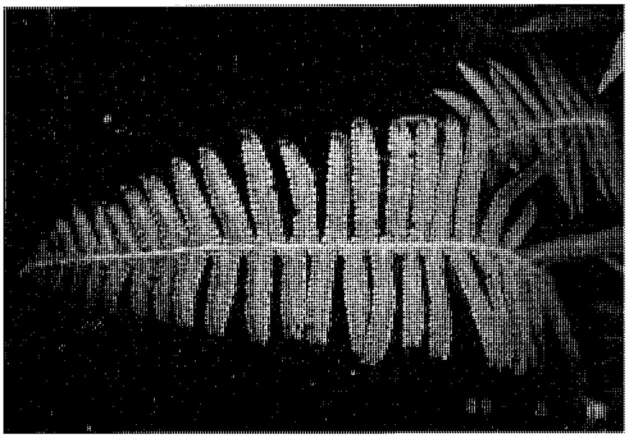


圖15. 臭氧爲害蕨類情形。(葉尖黃化)

Fig 15. Ozone injury to fern. (Tip necrosis)

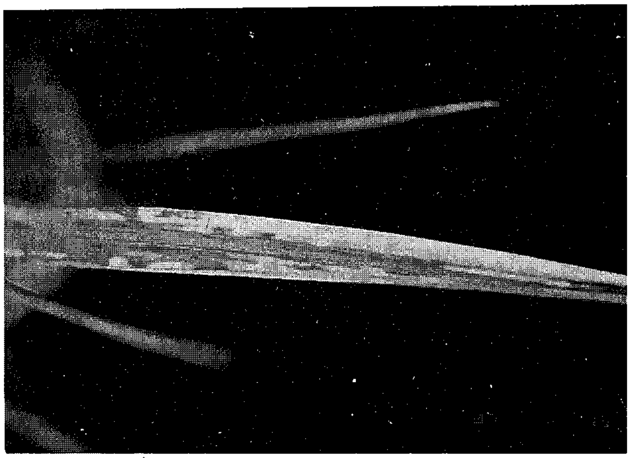


圖16. 氟化物爲害水稻情形。(葉尖、葉緣黃化)

Fig 16. Fluoride injury to rice. (Tip and marginal necrosis)

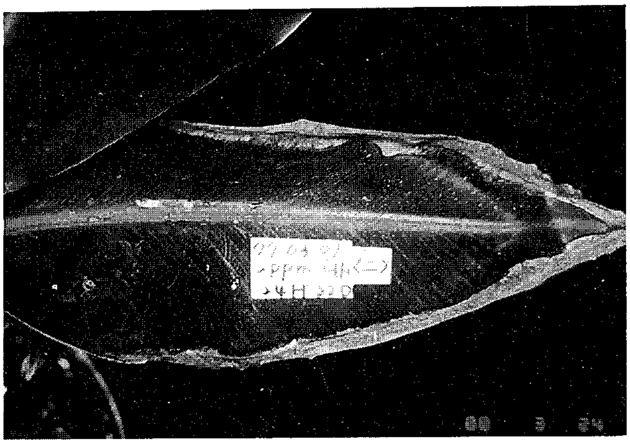


圖17. 氟化物爲害香蕉情形。(葉尖、葉緣黃化)

Fig 17. Fluoride injury to banana. (Tip and marginal necrosis)

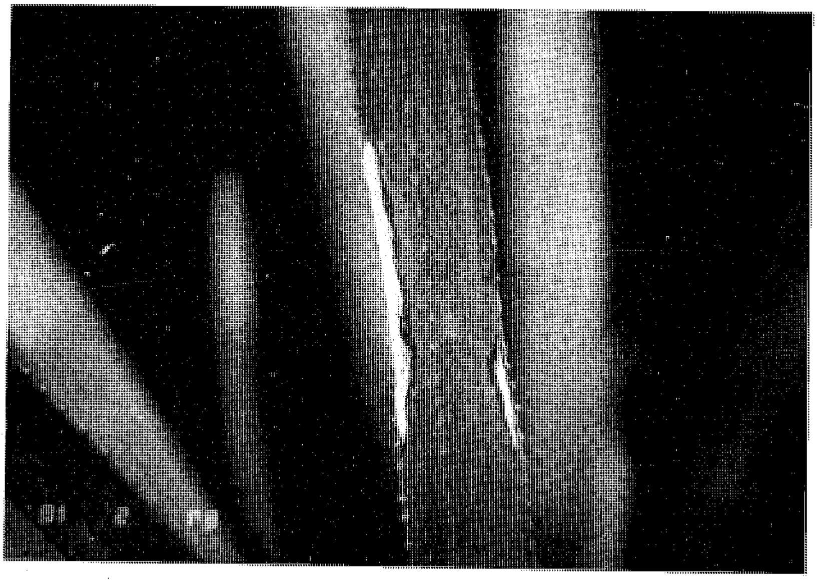


圖18. 氟化物爲害鳳梨情形。(葉緣黃化)

Fig 18. Fluoride injury to pineapple. (Marginal necrosis)

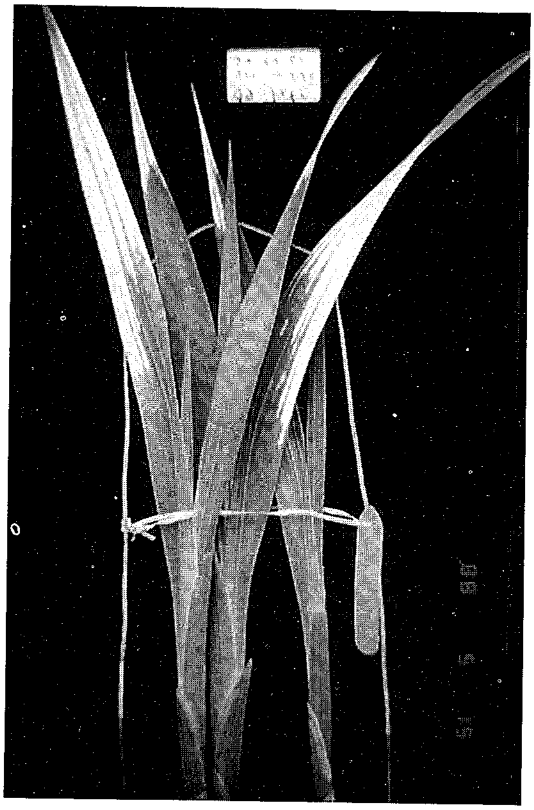


圖19. 氟化物爲害劍蘭情形。(葉尖、葉緣黃化)

Fig 19. Fluoride injury to gladiolus. (Tip and marginal necrosis)

圖20. 氟化物為害相思樹情形。(葉尖黃化)
Fig 16. Fluoride injury to acacia. (Tip necrosis)

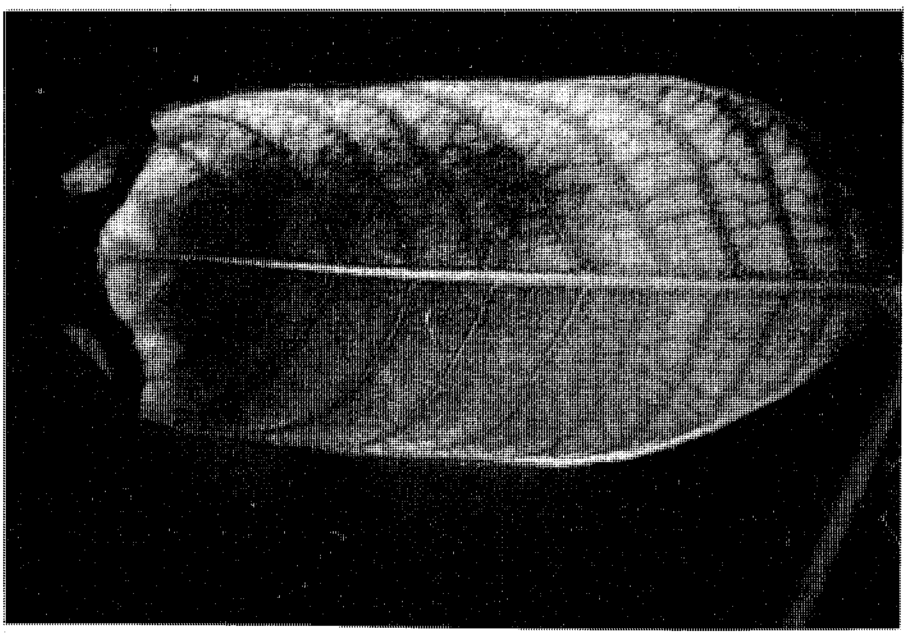


圖21. 氟化物為害台灣橄欖情形。(葉尖黃化)
Fig 21. Fluoride injury to Chinese olive. (Tip necrosis)

植物對氟化物、硫氧化物及氯化物之反應

Responses of Plants to the Pollutants of Fluorides, Sulfur Oxides and Chlorides

謝　慶　芳

Ching-Fang Hsieh

臺中區農業改良場

Taichung District Agriculture Improvement Station

摘　　要

植物對氟化物之反應因種類之不同而差異很大，唐菖蒲、香蕉、落花生、茄苳、橄欖、槭、楓等都屬於敏感性植物，在長期連續污染之情況下，空氣中1～2 ppb氟化氫即可使其葉緣及葉尖發生黃化或枯死症狀，但榕樹、印度橡膠樹、夾竹桃、構樹、蓖麻等則抵抗性很强，植物體中雖然已經含有高濃度之氟，但葉片仍然沒有出現受害症狀。氟化物污染在植物體內有累積性，所以植物體分析結果都以下葉含量較高，做爲判斷污染之資料也較爲可靠。

植物對硫氧化物之反應也因種類不同而有很大差別，在300至600 ppb SO_2之薰蒸室內，落花生、甘藷、蕹菜、甘藍、香蕉等都未出現明顯之受害症狀，而水稻、胡麻、心臟葉牽牛、唐菖蒲、番石榴等都於數天內於葉片上面出現褐色斑點。在連續30天，每天薰蒸8小時的情況下，植株上部成熟葉片可溶性SO_4濃度之測定似可用以偵測環境是否遭受低濃度硫氧化物之長期污染。

氯氣主要使植物葉片發生退色現象，嚴重時葉緣和葉尖也會枯死，但葉片之含氯量並不一定會顯著增加。氯化鈉污染可使植物體之氯和鈉含量顯著增加，但葉片不一定會出現明顯之受害症狀，因此植物是否遭受氯氣或氯化鈉爲害，根據植物葉片出現之症狀和植物體之化學分析結果即可加以判斷。

關鍵詞：氟化物，硫氧化物，氯化物，毒害症狀，化學分析

ABSTRACT

The responses of plants to fluorides differed greatly with plant species. Gladiolus, banana, peanut, *Bischofia javanica, Canarium album, Acer trifolium,* and *Liquidambar formosana* were attributed to sensitive plants. Under the long-term polluted environment at 1～2 ppb of HF, the above plants showed the symptom of chlorosis or burn on the edge or tip of the leaves. However, *Ficus microcarpa, Ficus elastica, Nerium oleander, Broussonetia papyrifera,* and *Ricinus communis* were the tolerant plants that didn't show any symptom even high concentration of fluorine was in the plant. As fluorides were accumulative in the plants, higher concentration of fluorine was usually found in the lower leaves of the plants, and the analysis of the lower leaves may provide a more reliable data for the detection of the pollution of fluorides.

The responses of plants to sulfur oxides also differed with plant species. Under the fumigation with 300～600 ppb of SO_2, peanut, sweetpotato, water convolvulus, cabbage, and banana didn't show clear injury symptom. However, different size and form of brown spots appeared on the leaves of lowland rice, sesame, morning glory (heart leaves), gladiolus and guave after several days of fumigation. After every 8 hour's fumigation for 30 consecutive days, a substantial concentration of soluble SO_4 was detected in the top matured leaves of fumigated than those in the check. This suggested that analysis of the soluble SO_4 in the top matured leaves may be a useful way for the detection of the pollution of the lower concentration of sulfur oxides.

Chlorine gas mainly caused discoloration of the leaves; in the severe case, the plants showed edge or tip burn. However, the chlorine content in the plant was not significantly increased. Six hundreds and 900 ppm sodium chloride spray caused significant increase of sodium and chlorine in the plants, whereas the plants didn't show significant symptom on the leaves. These data suggested that the data of leaf symptoms and plant analysis may be utilized for the identification of either chlorine gas injury or sodium chloride pollution.

Key words: Fluorides, sulfur oxides, chlorides, toxicity symptoms, chemical analysis

前　　言

氟化物為陶瓷、磚瓦、琺瑯、玻璃、磷酸、磷肥、煉鋁等工廠的主要空氣污染物之一，由於它對植物的毒性特別强，通常空氣中只有幾個ppb 就可使一些敏感性植物產生明顯的傷害症狀。因而它是一種很難徹底防治而受害面積往往都很大的空氣污染物。根據過去一些學者之研究，氟化物主要從氣孔進入葉片後即轉移至導管，順著蒸散流至葉緣累積為害植物，所以受害部位都在葉緣和葉尖，並隨著時間的增加而愈積愈多，因而一般植物下葉的含氟量

多數高於上葉。

燃燒含硫物質如煤炭及各種石化燃料等都會排放二氧化硫和其他硫氧化物於空氣中。重油是最低廉的石化燃料，所以各行各業使用最爲普遍，由於其含硫量也特別高，造成硫氧化物污染也最嚴重。二氧化硫從氣孔進入葉片之後主要在氣孔附近破壞其附近之細胞，很少再進一步移動到其他部位，其爲害機制有硫酸學說和甲醛學說，前者認爲二氧化硫進入葉片後即被氧化成硫酸，後者則認爲與甲醛結合而形成有害物質以破壞葉片組織。至於其爲害植物之濃度標準則仍然不甚明確，也許與試驗研究資料尚不夠充分，而各地之植物種類與氣候環境條件不同有關。

氯氣之主要來源爲食鹽之電解、鹽酸之合成、氯化鐵之製造、活性碳之製造、氯化乙烯之製造或氯氣儲運槽開關之損壞等均會產生氯氣污染，近來已經時常發生，而其污染常以急性爲害較多。

氯化鈉之主要污染源則有海岸地區之鹽水霧、海水倒灌、蜜餞工廠之排放水等。

本試驗之主要目的在研究植物遭受氟化物、硫氧化物及氯化物等三種空氣污染物污染後所產生外觀症狀之變化和植物成份之不同，以供空氣污染防治之參考。

材料與方法

氟化物試驗田緊鄰花壇鄉磚廠集中地區南邊。土壤屬於微酸性壞質粘板岩老沖積土，土壤肥力分析結果：質地爲壤土，pH 6.0，EC 0.74 mmhos/cm，OM 2.74％，可萃取性 SO_4-S 74 ppm，F 4.2 ppm，K 106 ppm，Na 72 ppm，Ca 1054 ppm，Mg 260 ppm，Fe 710 ppm，Mn 140 ppm ，Zn 2.4 ppm，Cu 5.5 ppm。該地區之主要空氣污染物爲燒磚過程中所產生之廢氣和煙灰。煙灰降落在葉片表面，不會直接傷害作物，但會遮擋陽光而影響作物之光合作用，或沾污果樹、蔬菜、花卉表面而影響其品質。廢氣有氟化氫、二氧化硫和其他氣體，但一些敏感性作物所產生之葉尖枯死症狀主要是氟化氫所引起。

距離試驗田約40公尺處設有一處空氣污染物測定站，內有氟化氫與二氧化硫測定儀各一部，由臺灣省環境保護處長期連續測定空氣中氟化氫和二氧化硫濃度。

全部試驗計選擇13種常見之防風和庭園樹木，以每一種樹木爲一個處理分別種植以觀察其生長和葉片反應症狀。試驗設計採用逢機完全區集排列，重複三次，每小區種植12株。

種植全部成活後即於適當時期開始拍攝各種樹木之受害症狀，並採樣分析植物體中鹽基性元素鈣、鎂、鈉、鉀以及陰離子硫酸、氯、氟等污染物含量。

鹽基性元素以AR級硫酸和過氧化氫將植物體消化後分別以原子吸光儀和火焰光度計測定。可溶性硫酸離子是以0.01M HCL萃取後以barium chloranilate法測定，氯離子是以濃硫酸將植物體消化並經KOH吸收後以mercuric nitrate 法滴定，氟離子則以1N鹽酸萃取後以電極法測定。

硫氧化物試驗是一個模擬燃燒重油產生廢氣污染之環境進行，試驗用的塑膠室、長50m，寬6m，四周圍以2.4m高之透明塑膠布，頂部覆蓋一層尼龍網，並從中間以塑膠布分隔爲二

間，其中一間只供放置盆栽植物做爲對照，另一間裝設一台重油燃燒機及煙囪，使燃燒重油產生之廢氣擴散至全薰蒸室。

試驗植物有水稻、落花生、胡麻、甘藷、蕹菜、甘藍、香蕉、番石榴、牽牛、唐菖蒲等約20多種植物。這些植物均以事先混合均勻之土壤種植於直經約30cm之植缽中。到60天左右就開始以燃燒重油產生之廢氣薰蒸，早上與下午各薰蒸4小時，同時開始觀察葉片症狀之變化。薰蒸室中央接近試驗植物上部(離地面約70cm處)裝設二氧化硫偵測頭一個，以二氧化硫測定儀連續測定薰蒸室內二氧硫濃度之變化。連續薰蒸30天之後即開始採取各種植物之上葉、下葉或全株，先以自來水沖洗後再以蒸餾水洗一次，即予烘乾磨粉，進行礦物成分之分析工作。植物體採樣分析方法都與氟化物試驗相同。

氯化物試驗主要以氯氣薰蒸並以氯化鈉噴施唐菖蒲、落花生、蕨菜、葡萄等各種作物，以觀察其症狀之變化，並採取植物體以分析其鹽基性元素鈣鎂鈉鉀及可萃取性陰離子SO_4^{-2}，F^{-1}，和Cl^-等，以供研究分析氯氣及氯化鈉對作物之影響。

試驗前，先將植物種植於植缽中，到完全成活並有適當高度時即送進薰蒸箱內，開始以盡量低濃度之氯氣薰蒸，每天從上午九時開始至上午十二時，下午是從二時開始至五時止，每日薰蒸六小時連續薰蒸6天。薰蒸結束後先拍攝作物葉片出現之症狀，並調查作物生長情形，將上葉、下葉、全株分開烘乾、磨粉後，進行化學分析。植物體採樣分析方法與氟化物試驗相同。

薰蒸室是以壓克力板製成，上面開三個孔通往氯氣桶，兩邊各裝設一個小型吹風機使氯氣進入後容易混合均勻，下面開一個通往抽風機之排氣孔，以便調節薰蒸室內之空氣狀態。植缽之栽培介質，一半是清水洗過之粗溪砂，另一半是廢棄太空包鋸屑(2/3)與穀殼(1/3)混合而成之材料，移植或播種前，內徑25cm之植缽施下骨粉、豆餅和碳酸鈣各5公克，氧化鎂2公克，然後灌水，經過二星期後開始使用。氯化鈉則將600 ppm和900 ppm之氯化鈉分別裝入噴霧器內模擬鹽水風噴施於植物體上部，每二天噴一次，連續二星期。

結果與討論

(一)氟化物

從試驗植物外表出現之症狀和植物體分析結果(表1a至1f)可以發現本地區對作物影響最大之主要空氣污染物爲氟化物。其次爲硫氧化物(SOx)、煙灰，並可能有不少氮氧化物(NOx)，但後者因未測定而無法知道其濃度。大氣中之氟化氫濃度雖然都不高，但已經使試驗植物香蕉、大葉桉、茄苳、橄欖、楓樹、槭樹等產生明顯之受害症狀，葉尖或葉緣枯死，楓樹和槭樹葉片則容易脫落。從圖1.1至1.6可以發現十一月至十二月份之氟化氫濃度最高達到15 ppb，但此高濃度之時間非常短暫，可能是空氣流速較快之關係，一至三月間氟化氫濃度約3～6 ppb左右，非常穩定，對植物之影響很大，特別是一月間，多數時間是在5～6 ppb 左右，植物受害症狀最爲嚴重，植物體化驗結果也以一月份最高，至於四月～十月間多數時間是

在1～2 ppb 左右，但一些敏感性植物也出現明顯的受害症狀，植物體化驗結果雖然較一月份低很多，但其含量仍較一般作物正常含量(30 ppm以下)高出很多，表示四月～十月間空氣中1～2 ppm的氟化氫仍對植物有明顯之影響。另一方面所有試驗植物之葉片分析結果均顯示植物葉片中之含氟量，都是下葉較上葉高出很多，表示氟在植物體中有明顯的累積現象。

Table 1a. Chemical analysis for the leaves of banana@@.

Dates sampled mon./day		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
		%					%				
01.12	UL@	0.36	0.40	0.24	2.24	3.24	1.83	1.00	0.0237	2.8537	88
	LL	0.70	0.51	0.26	2.15	3.62	2.31	0.90	0.0981	3.3081	91
04.19	UL	0.23	0.36	0.24	2.76	3.59	2.34	0.49	0.0036	2.8336	79
	LL	0.95	0.49	0.24	2.29	3.97	2.52	0.92	0.0201	3.4601	87
06.19	UL	1.08	1.09	0.70	2.32	5.19	1.41	0.86	0.0114	2.2814	44
	LL	0.83	0.79	0.47	1.43	3.52	1.20	0.79	0.0166	2.0066	57
08.19	UL	0.78	0.62	0.55	1.58	3.53	0.63	0.83	0.0177	1.4777	42
	LL	0.83	0.58	0.63	1.89	3.93	0.57	0.79	0.0238	1.3838	35
10.19	UL	0.65	0.57	0.83	2.28	4.33	0.69	0.90	0.0287	1.6187	37
	LL	0.72	0.63	0.86	2.28	4.49	0.84	0.76	0.0294	1.6294	36

@ UL : upper leaves, LL : lower leaves. @@ The figures in the table are the averages of three replications.

Table 1b. Chemical analysis for the leaves of Eucalyptus@@.

Dates sampled mon./day		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
		%					%				
01.12	UL@	0.60	0.27	0.34	0.88	2.09	2.37	0.68	0.0991	3.1491	151
	LL	0.72	0.35	0.39	0.80	2.26	2.16	0.44	0.1310	2.7310	121
04.19	UL	0.81	0.36	0.34	0.85	2.36	2.97	0.44	0.0789	3.4889	148
	LL	0.91	0.42	0.35	0.72	2.40	2.76	0.30	0.1695	3.2295	136
06.19	UL	0.96	0.80	0.52	0.88	3.16	1.05	0.42	0.0335	1.5035	48
	LL	1.21	0.82	0.53	0.65	3.21	1.02	0.56	0.1675	1.7475	54
08.19	UL	0.83	0.42	0.66	0.93	2.84	0.24	0.62	0.1195	0.9795	35
	LL	0.86	0.36	0.61	0.87	2.70	0.27	0.76	0.1815	1.2115	45
10.19	UL	0.92	0.38	0.64	0.95	2.89	0.72	0.65	0.0776	1.4476	50
	LL	1.02	0.38	0.62	0.87	2.89	0.69	0.54	0.1355	1.3655	47

@ and @@ : See table 1a.

Table 1c. Chemical analysis for the leaves of *Bischofia javanica* @@.

Dates sampled mon./day		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
		—— % ——					—— % ——				
01.12	UL@	0.81	0.47	0.29	2.03	3.60	2.61	0.49	0.0524	3.1524	88
	LL	1.24	0.70	0.29	1.72	3.95	3.27	0.59	0.1180	3.9780	101
04.19	UL	0.46	0.53	0.25	2.18	3.42	3.48	0.46	0.0079	3.9479	115
	LL	1.33	0.72	0.37	2.08	4.50	3.36	0.39	0.0694	3.8194	85
06.19	UL	0.38	0.94	0.79	2.55	4.66	1.08	0.55	0.0015	1.6315	35
	LL	1.07	1.06	0.65	1.91	4.69	1.44	0.70	0.0204	2.1604	46
08.19	UL	0.88	0.58	0.85	2.29	4.60	0.78	0.48	0.0385	1.2985	28
	LL	1.02	0.74	0.75	2.00	4.51	0.81	0.66	0.0309	1.5009	33
10.19	UL	0.64	0.52	0.90	2.33	4.39	1.71	0.69	0.0220	1.8820	43
	LL	1.43	0.71	0.79	1.85	4.78	1.32	0.83	0.0636	2.2136	46

@ and @@ : See table 1a.

Table 1d. Chemical analysis for the leaves of *Canarium album* @@.

Dates sampled mon./day		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
		—— % ——					—— % ——				
01.12	UL@	0.88	0.36	0.15	0.85	2.24	2.55	0.28	0.0372	2.8672	128
	LL	1.00	0.34	0.21	0.57	2.12	2.13	0.10	0.0523	2.2823	108
04.19	UL	0.72	0.30	0.15	1.16	2.33	2.73	0.16	0.0103	2.9003	125
	LL	1.13	0.31	0.14	0.75	2.33	3.33	0.23	0.0230	3.5830	154
06.19	UL	0.59	0.85	0.41	1.19	3.04	1.32	0.12	0.0013	1.4413	47
	LL	1.13	0.97	0.37	0.94	3.41	1.50	0.14	0.0049	1.6449	48
08.19	UL	0.66	0.38	0.42	1.13	2.59	0.21	0.10	0.0035	0.3135	12
	LL	0.86	0.37	0.34	0.92	2.49	0.27	0.13	0.0040	0.4040	16
10.19	UL	0.91	0.37	0.39	1.00	2.67	0.78	0.23	0.0137	1.0237	38
	LL	1.03	0.39	0.36	0.93	2.71	0.78	0.20	0.0139	0.9939	37

@ and @@ : See table 1a.

Table 1e. Chemical analysis for the leaves of *Ficus microcarpa* @@.

Dates sampled mon./day		Ca (%)	Mg (%)	Na (%)	K (%)	Total basic element	SO_4^{-2} soluble (%)	Cl^{-1} (%)	F^{-1} (%)	Total anion	Anions as% of basic element
01.12	U L@	1.79	1.39	0.23	1.69	5.10	2.52	0.32	0.0419	2.8819	57
	L L	2.07	0.52	0.28	1.79	4.66	2.94	0.58	0.0693	3.5893	77
04.19	U L	1.50	0.40	0.22	2.10	4.22	2.16	0.42	0.0161	2.5961	62
	L L	2.19	0.40	0.22	1.84	4.65	3.21	0.25	0.0396	3.4996	75
06.19	U L	2.06	0.94	0.70	2.26	5.96	1.08	0.33	0.0151	1.4251	24
	L L	2.20	1.95	0.63	2.01	6.79	1.41	0.35	0.0164	1.7764	26
08.19	U L	1.51	0.58	0.67	1.91	4.67	4.02	0.28	0.0170	4.3170	92
	L L	1.46	0.62	0.73	2.05	4.86	4.05	0.51	0.0313	4.5913	95
10.19	U L	2.06	0.74	0.74	1.36	4.90	0.93	0.49	0.0272	1.4472	30
	L L	2.27	0.63	0.78	1.40	5.08	0.90	0.56	0.0424	0.5024	30

@ and @@ : See table 1a.

Table 1f. Chemical analysis for the leaves of *Ficus elastica* @@.

Dates sampled mon./day		Ca (%)	Mg (%)	Na (%)	K (%)	Total basic element	SO_4^{-2} soluble (%)	Cl^{-1} (%)	F^{-1} (%)	Total anion	Anions as% of basic element
01.12	U L@	1.65	0.43	0.19	1.82	4.09	2.88	0.91	0.0368	3.8268	94
	L L	1.94	0.55	0.17	1.70	4.36	3.00	1.38	0.0310	4.4110	101
04.19	U L	0.75	0.35	0.20	2.26	3.56	2.25	0.71	0.0081	2.9681	83
	L L	1.51	0.51	0.17	1.80	3.99	3.48	0.67	0.0612	4.2112	106
06.19	U L	1.06	0.89	0.64	2.13	4.72	0.93	0.33	0.0042	1.2642	27
	L L	2.29	0.98	0.40	1.17	4.84	1.65	1.11	0.0460	2.8060	58
08.19	U L	1.39	0.48	0.71	2.04	4.62	0.27	0.39	0.0110	0.6710	15
	L L	1.85	0.50	0.34	0.94	3.63	0.75	0.97	0.0621	1.7821	49
10.19	U L	1.41	0.50	0.71	1.94	4.56	1.11	0.42	0.0186	1.5486	34
	L L	2.21	0.58	0.42	1.10	4.31	1.17	0.88	0.0597	2.1097	49

@ and @@ : See table 1a.

空氣中二氧化硫(SO_2)濃度只有一月份約半個月超過100ppb，3～4月份有很多時間在100 ppb 左右，其他月份多數在100 ppb以下(圖1.1至1.6)，但所調查15種植物均未出現遭受二氧化硫爲害症狀，表示空氣中二氧化硫濃度在100 ppb左右尚不致於對一般植物造成明顯的可視性傷害，但葉片中化學性已經發生明顯之變化，因其可溶性硫酸離子濃度多數已經急速上升至

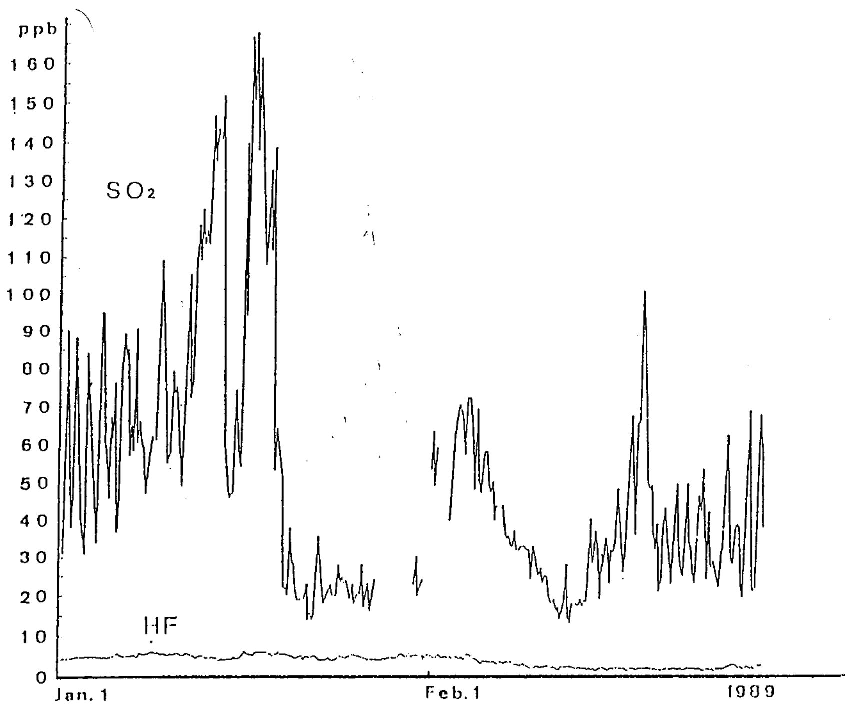


Fig. 1.1 The SO_2 and HF in the air near the area of experiment plots during Jan. -Feb., 1989.

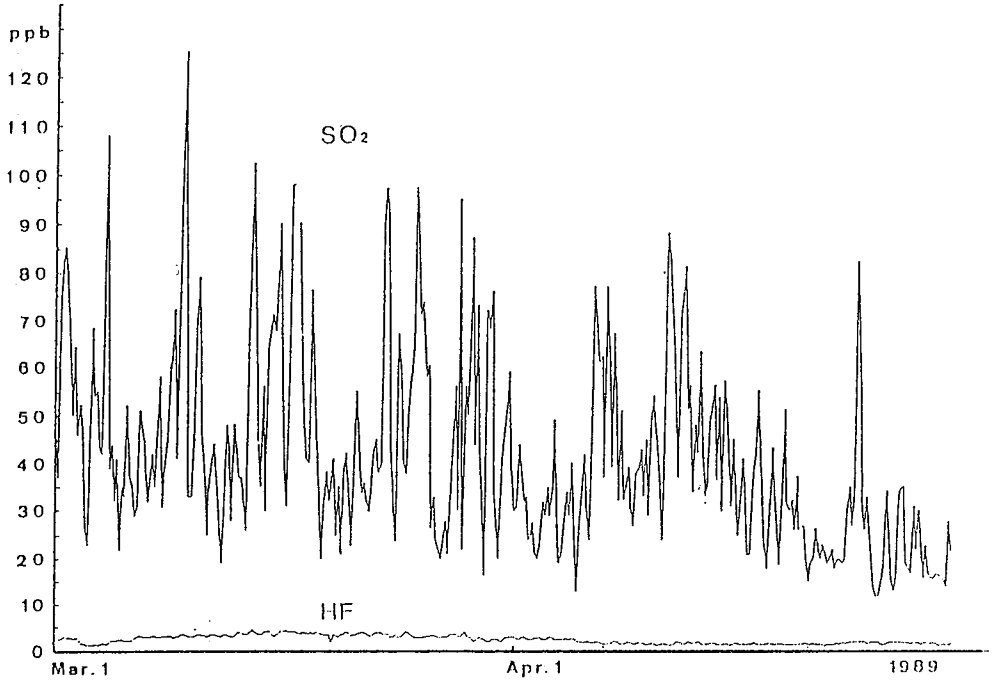


Fig. 1.2 The SO_2 and HF in the air near the area of experiment plots during Mar. -Apr., 1989.

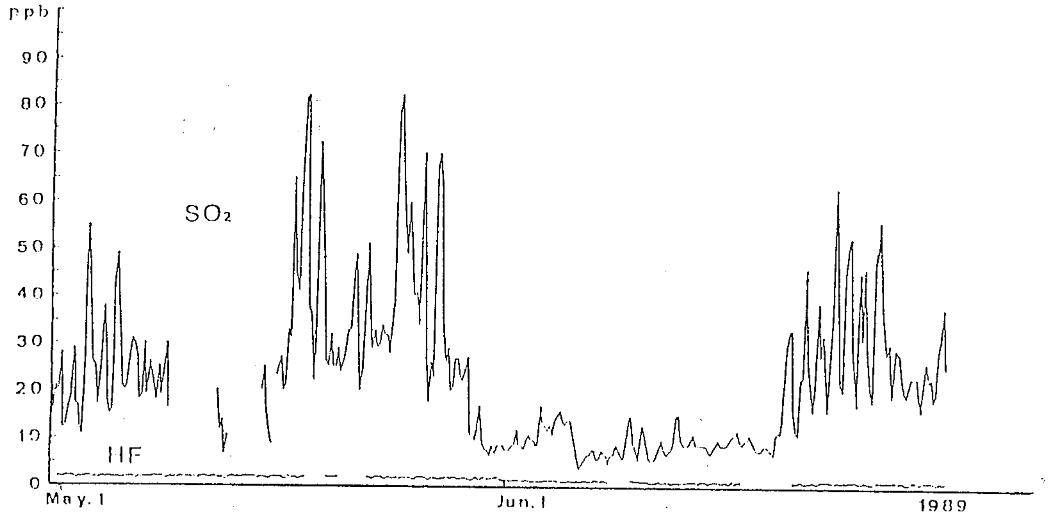


Fig. 1.3 The SO_2 and HF in the air near the area of experiment plots during May. -Jun., 1989.

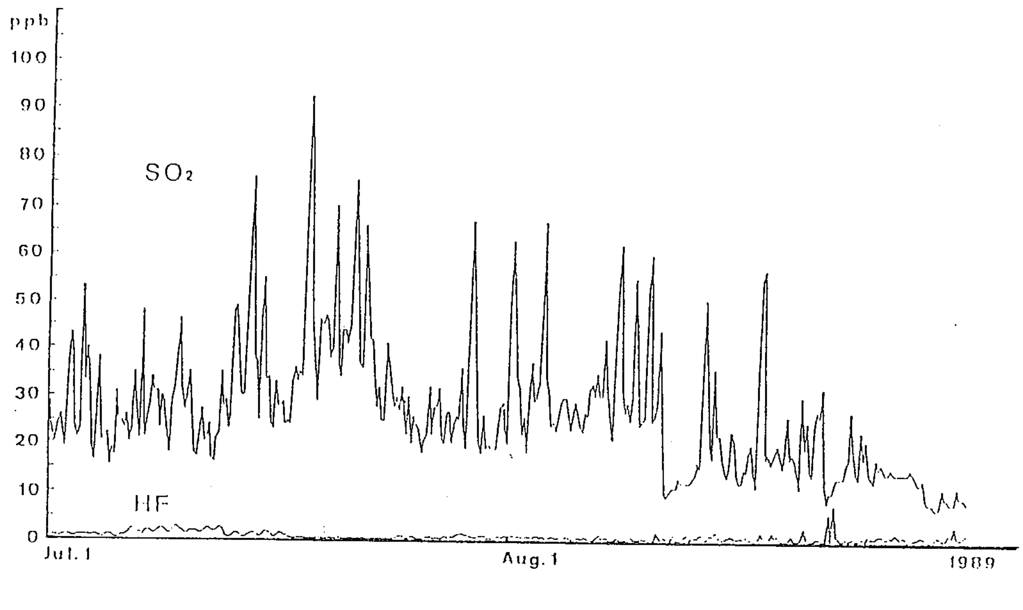


Fig. 1.4 The SO_2 and HF in the air near the area of experiment plots during Jul. -Aug., 1989.

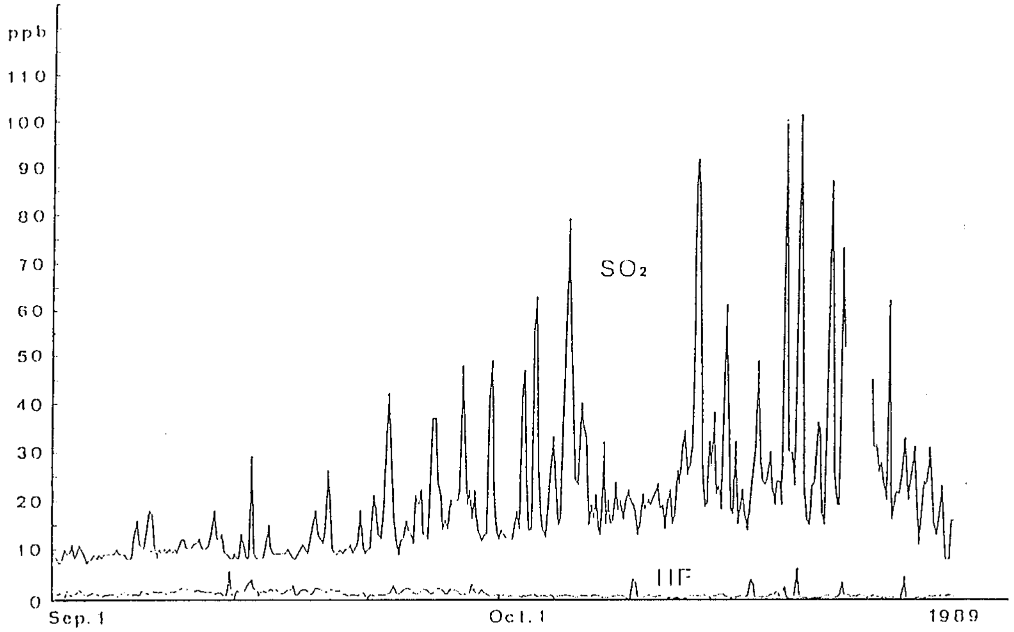


Fig. 1.5 The SO_2 and HF in the air near the area of experiment plots during Sep. -Oct., 1989.

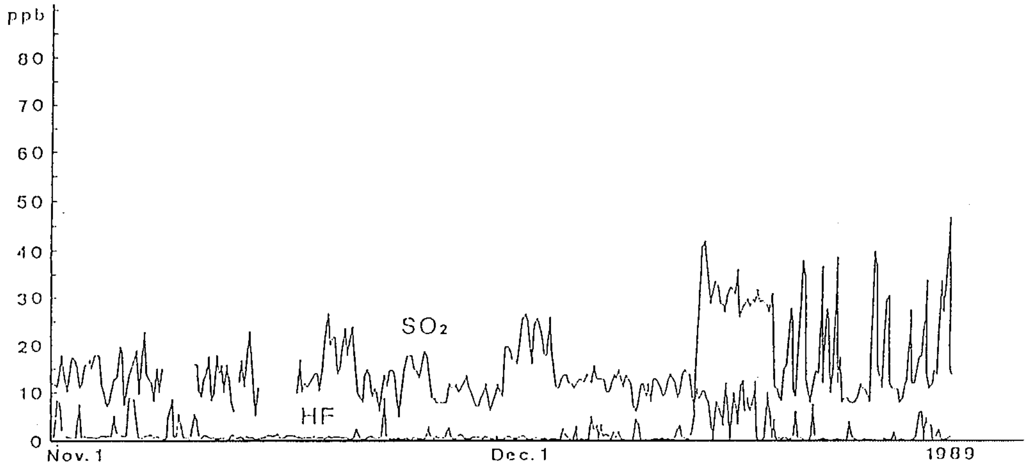


Fig. 1.6 The SO_2 and HF in the air near the area of experiment plots during Nov. -Dec., 1989

2％以上，所有調查植物葉片中可溶生硫酸離子(SO_4^{-2})濃度除榕樹可能受到採樣部位之影響而稍有不同之外，其餘各種植物之濃度都以1～4月份較高，而6～10月份較低(表1a至1f)，從表中可以發現無論上葉下葉1～4月份之可溶性SO_4含量都在2％以上，而6～10月份都在2％以下，兩者相差約一倍。此點與1～4月份空氣中二氧化硫(SO_2)含量較高，6～10月空氣中二氧化硫(SO_2)含量較低有明顯關係，前者之空氣中二氧化硫濃度多數時間是在50～100 ppb左右，而最高達到167 ppb，後者多數時間是在50 ppb以下。

植物體中鈣、鎂、鈉、鉀等鹽基性元素總和之季節性變化很小，但硫酸、氯、氟等陰離子總和之季節性變化卻很大。在空氣污染較少之六月至十月間，陰離子總和較鹽基性元素總和低很多，前者都在後者之60％以下，但在污染較嚴重之一月至四月間，兩者都非常接近，而前者至少都在後者之60％以上，主要是SO_4^{-2}離子之大量增加。

綜合以上資料可以說，空氣中 SO_2 100 ppb，植物葉片中可溶性SO_4^{-2} 2％以上，陰離子總和超過鹽基性元素總和之60％以上，爲本地區大氣明顯遭受硫氧化物污染之信號。

試驗期間榕樹、印度橡膠樹、夾竹桃、構樹(*Broussonetia papyrifera*)、蓖麻(*Ricinus commuins*)等都未發現明顯之症狀，植株生長正常，屬於抗氟性强的植物。

(二)硫氧化物

薰蒸期間，薰蒸室內之二氧化硫濃度多數保持在300～600 ppb之間(圖2.1)，植物對燃燒重油所產生廢氣之反應因種類不同而有很大的差別，在上述二氧化硫濃度下落花生、甘藷、蕹菜、甘藍、香蕉等都未出現明顯之受害症狀，但水稻、番石榴、心臟葉牽牛、唐菖蒲、胡麻等都較爲敏感，於數天內葉片上面即出現大小不同之褐色斑點。

從三個不同植物體部位，上葉、下葉和全株之分析結果，發現對照與薰蒸處理間，下葉和全株所含多數元素與陰離子都沒有一定的差異關係，也就是說，有時薰蒸處理較高，有時對照處理較高，不但因元素或陰離子而異，而且因作物種類而不同，但上部成熟葉片之可溶性硫酸離子($SO4^{2-}$)卻都是薰蒸處理較高，而且多數高出一倍以上，水稻臺農67號對照處理1. 26％而薰蒸處理爲2.94％，臺中秈10號對照處理1.86％而薰蒸處理爲6.99％(表2a)；落花生對照0.18％而薰蒸處理爲0.45％，甘藷對照0.30％而薰蒸處理爲1.65％(表2b)；蕹菜對照0. 45％而薰蒸處理1.17％，甘藍對照3.72％而薰蒸處理爲5.22％(表2c)；香蕉對照0.27％而薰蒸處理爲0.33％，番石榴對照0.06％而薰蒸處理爲0.24％(表2d)；牽牛對照0.30％而薰蒸處理爲0.48％，唐菖蒲對照0.27％而薰蒸處理爲1.26％(表2e)；胡麻對照0.66％而薰蒸處理爲1.53％(表2f)。上述結果顯示，在30天長期遭受含300～600 ppb 二氧化硫重油廢氣污染的環境下，各種作物上部成熟葉片之可溶性硫酸離子含量都極明顯地增加，所以只要我們在同一條件栽培同一種植物，其中一部分放置在未遭受污染之環境，另一部分放置在可能遭受污染之環境，到相當時間之後採取雙方之上部成熟葉片化驗其可溶性硫酸離子含量，即可知道該環境是否遭受污染。

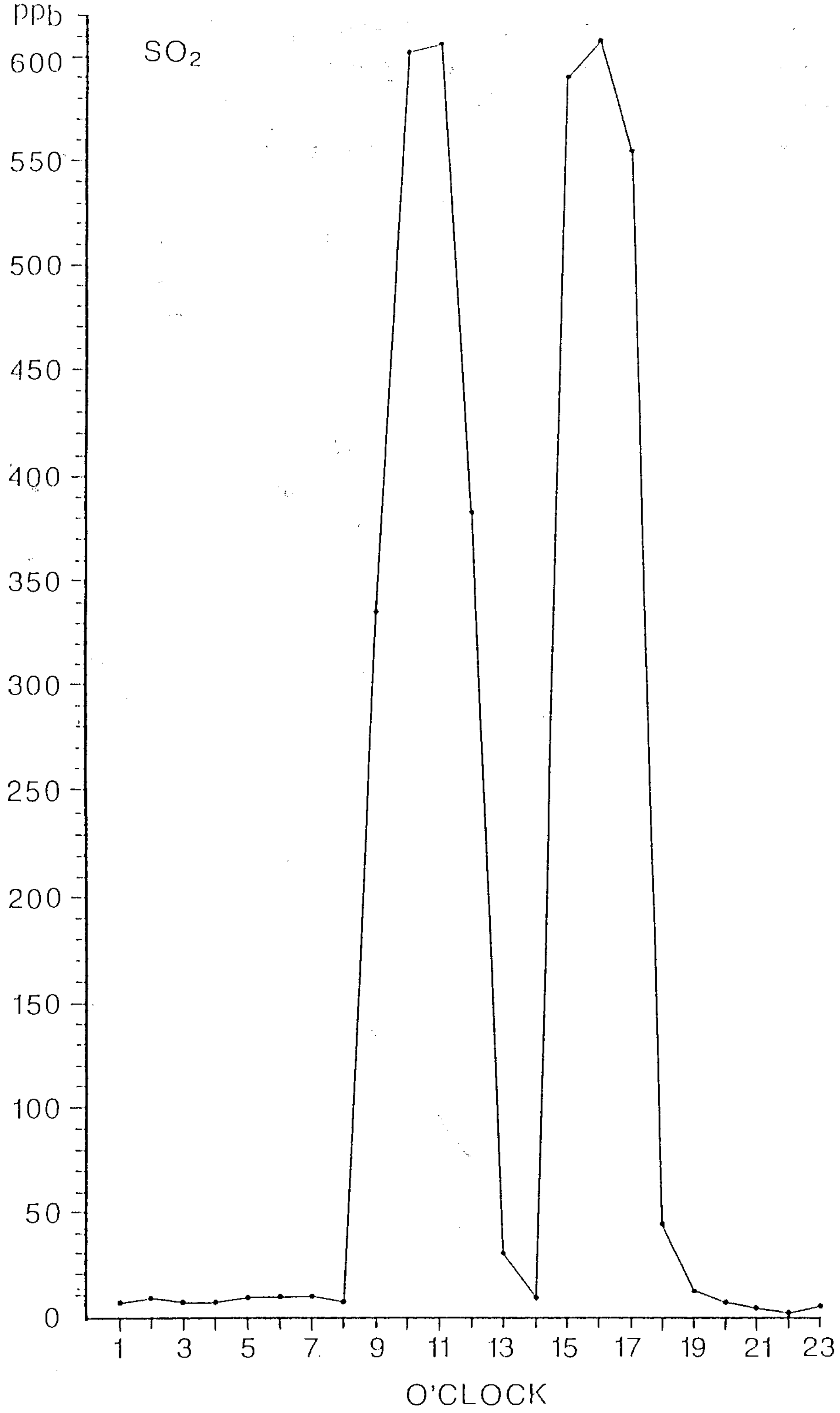


Fig. 2.1 The concentration of SO_2 during the treatment period.

Table 2a. Chemical analysis for the plants of lowland rice @ @.

Plants	Treat-ments		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
			%					%				
Tainung	Control	UL@	0.68	0.41	1.61	1.92	4.62	1.26	2.0	0.0014	3.2614	70.6
67		LL	1.20	0.63	2.52	1.95	6.30	6.39	3.7	0.0021	10.0921	160.2
	Fumi-gated	UL	0.58	0.68	1.32	1.35	3.93	2.94	1.2	0.0028	4.1428	105.4
		LL	1.08	0.63	1.97	1.15	4.83	4.26	1.9	0.0052	6.1652	127.6
Taichung	Control	UL	0.79	0.67	1.77	2.06	5.29	1.86	2.3	0.0055	4.1655	78.7
Sen 10		LL	0.94	1.06	3.15	2.12	7.27	11.82	3.5	0.0015	15.3215	210.7
	Fumi-gated	UL	0.84	0.57	1.65	1.79	4.85	6.99	1.3	0.0026	8.2926	171.0
		LL	1.27	0.79	2.33	1.15	5.54	7.05	1.5	0.0047	8.5547	154.4

@ UL : upper matured leaves, LL : lower leaves, WP : whole plants.

@ @ The figures in the table are the average of three replicatioins.

Table 2b. Chemical analysis for the plants of peanut and sweet potato @ @.

Plants	Treat-ments		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
			%					%				
Peanut	Control	UL@	1.48	0.40	0.67	1.28	3.83	0.18	0.67	0.0071	0.8571	22.4
		LL	2.51	0.74	0.64	1.12	5.01	0.63	1.11	0.0017	1.7417	34.8
		WP	1.40	0.45	0.60	1.00	2.46	0.18	0.57	0.0033	0.7533	30.6
	Fumi-gated	UL	1.53	0.47	0.70	1.39	4.09	0.45	0.39	0.0012	0.8412	20.6
		LL	2.10	0.99	0.57	1.03	4.69	0.93	0.78	0.0020	1.7120	36.5
		WP	1.27	0.58	0.67	1.22	3.74	0.30	0.30	0.0014	0.6014	16.1
Sweet potato	Control	UL	1.16	0.46	1.26	2.59	5.47	0.30	0.30	0.0012	0.9212	16.8
		LL	1.31	1.48	1.29	2.38	5.46	0.75	0.75	0.0007	1.4507	26.6
	Fumi-gated	UL	0.81	0.86	1.58	3.30	6.55	1.65	1.65	0.0010	2.5610	39.1
		LL	2.45	1.13	1.35	2.45	7.38	1.15	1.15	0.0012	2.3612	32.0

@ and @ @ : Please see table 2a.

Table 2c. Chemical analysis for the plants of water convolvulus and cabbage@@.

Plants	Treatments		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
			%					%				
Water convolvulus	Control	UL@	2.11	0.37	1.72	1.61	5.81	0.45	1.16	0.0017	1.6117	27.7
		LL	2.74	0.51	2.07	1.25	6.57	0.66	1.22	0.0011	1.8811	28.6
		WP	2.71	0.49	1.41	0.91	5.52	1.32	1.08	0.0025	2.4205	43.5
	Fumigated	UL	1.74	0.35	2.15	2.15	6.39	1.17	1.22	0.0011	2.3911	37.4
		LL	2.16	0.55	2.25	1.17	6.13	1.29	1.32	0.0015	2.6115	42.6
		WP	2.13	0.54	1.72	1.19	5.58	1.56	1.18	0.0011	2.7411	49.1
Cabbage	Control	UL	0.74	0.29	1.51	2.24	4.78	3.72	0.60	0.0007	4.3207	90.4
		LL	4.24	0.57	1.77	0.83	7.41	7.23	2.66	0.0030	9.8930	133.5
	Fumigated	UL	1.48	0.34	1.90	2.93	6.65	5.22	1.00	0.0008	6.2208	93.5
		LL	4.73	0.57	2.16	1.97	9.43	7.05	2.22	0.0015	9.2715	98.3

@ and @@ : Please see table 2a.

Table 2e. Chemical analysis for the plants of banana and guava@@

Plants	Treatments		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
			%					%				
Banana	Control	UL@	0.70	0.47	1.81	3.87	6.85	0.27	0.67	0.0007	0.9407	13.7
		LL	2.28	0.98	0.77	1.31	5.34	0.72	1.24	0.0022	0.9622	36.7
	Fumigated	UL	1.11	0.35	1.58	3.53	6.57	0.33	0.70	0.0006	1.0306	15.7
		LL	2.78	0.62	1.09	2.31	6.80	0.65	0.88	0.0010	1.5310	22.5
Guava	Control	UL	0.70	0.18	0.91	1.67	3.46	0.06	0.23	0.0043	0.2943	8.5
		LL	2.35	0.43	0.95	1.62	5.35	1.26	0.49	0.0011	1.7511	32.7
	Fumigated	UL	1.40	0.47	0.56	1.10	3.53	0.24	0.57	0.0010	0.8110	23.0
		LL	1.63	1.18	0.36	0.67	3.84	1.89	0.85	0.0019	2.7419	71.4

@ and @@ : Please see table 2a.

Table 2e. Chemical analysis for the plants of morning glory and gladiolus [@@].

Plants	Treatments		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
			%					%				
Norning glory	Control	UL[@]	1.69	0.63	1.51	2.32	5.79	0.30	0.77	0.0017	1.0717	18.6
		LL	3.73	0.79	0.27	1.43	6.22	0.45	0.67	0.0027	1.1227	18.0
	Fumigated	UL	2.91	0.77	0.29	1.76	5.73	0.48	0.86	0.0013	1.3413	23.4
		LL	3.91	0.94	0.28	1.20	6.33	0.87	0.42	0.0027	1.2927	20.4
Gladiolus	Control	UL	1.31	0.15	1.10	1.59	4.15	0.27	0.44	0.0015	0.7115	17.1
		LL	1.54	0.23	1.27	2.08	5.12	0.30	0.71	0.0018	1.0118	19.8
		WP	1.43	0.24	1.52	2.65	5.84	0.96	0.93	0.0010	1.8910	32.4
	Fumigated	UL	1.42	0.17	1.20	2.23	5.02	1.26	0.40	0.0011	1.6611	33.1
		LL	1.28	0.25	1.30	2.29	5.12	1.05	0.63	0.0011	1.6811	32.8
		WP	1.53	0.25	1.22	1.80	4.80	0.82	0.94	0.0012	1.7612	36.7

[@] and [@@] : Please see table 2a.

Table 2f. Chemical analysis for the plants of sesame [@@]

Plants	Treatments		Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2} soluble	Cl^{-1}	F^{-1}	Total anion	Anions as% of basic element
			%					%				
Sesame	Control	UL[@]	2.31	1.66	0.53	1.27	5.77	0.66	0.62	0.0015	1.2815	22.2
		LL	2.35	1.64	0.43	1.16	5.58	0.87	0.58	0.0018	1.4518	26.0
		WP	2.33	1.61	0.46	1.11	5.51	0.93	0.65	0.0012	1.5812	28.7
	Fumigated	UL	2.60	1.46	0.43	1.36	5.85	1.53	0.54	0.0012	2.0712	35.4
		LL	2.49	1.53	0.47	1.30	5.79	1.05	0.61	0.0013	1.6613	28.7
		WP	1.84	1.35	0.41	1.40	5.00	0.93	0.73	0.0010	1.6610	33.2

[@] and [@@] : Please see table 2a.

㈢氯化物

從氯氣薰蒸結果發現，氯氣主要使唐菖蒲、落花生葉片發生退色現象，因而葉片表面產生許多界限不甚清楚之黃白色斑點，嚴重時葉緣和葉尖也發生枯死現象；蕨菜則在葉緣發生退色現象；葡萄在葉片上面產較大之褐斑。植物體分析結果(表3a至表3c)，上葉、下葉和全株之氯含量都以氯氣薰蒸處理較高，但其差異未達到顯著水準，鈉和其他元素也沒有明顯差異，表示氯氣對作物之外表症狀影響較大而植物體之氯含量卻增加不多。

600 ppm及900 ppm氯化鈉之噴施僅於下葉產生輕度之褐斑，但植物體之氯和鈉含量都極顯著高於對照和氯氣薰蒸處理(表3a至3c)，其他元素都沒有明顯差異，表示鹽水霧噴施可使植物體氯和鈉含量大幅增加，但其外表症狀並不一定很明顯。

所以從植物葉片受害外表症狀之觀察及植物體化學成分之分析結果，即可判斷是遭受氯氣或氯化鈉污染。

Table 3a. Chemical analysis for gladiolus plants.

Treat-ments	Plant parts	Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2}	F^{-1}	Cl^{-1}	Total soluble anion	Anions as% of total bacic element
		——	—— %	——	——		——	—— %	——		
CK@	UL@@	0.37	0.18	0.26^{c**}	2.55	3.36	0.18	0.0008	0.38^{f**}	0.5608	17
	LL	0.42	0.17	0.27^{bc}	2.70	3.56	0.43	0.0008	0.58^{de}	1.0108	28
	WP	0.35	0.16	0.26^{c}	2.44	3.21	0.24	0.0008	0.47^{ef}	0.7108	22
CL	UL	0.38	0.20	0.25^{c}	2.70	3.53	0.42	0.0008	0.49^{ef}	0.9108	26
	LL	0.44	0.15	0.27^{bc}	2.90	3.76	0.46	0.0009	0.70^{cd}	1.1609	31
	WP	0.42	0.20	0.27^{bc}	2.74	3.63	0.46	0.0008	0.59^{de}	1.0508	29
NaCl 600	UL	0.37	0.15	0.33^{a}	2.73	3.58	0.27	0.0009	1.04^{a}	1.3109	37
	LL	0.43	0.16	0.33^{a}	2.83	3.75	0.31	0.0009	1.04^{a}	1.3509	36
	WP	0.37	0.15	0.33^{a}	2.60	3.45	0.23	0.0008	0.84^{bc}	1.0708	31
NaCl 900	UL	0.38	0.20	0.32^{a}	2.70	3.60	0.31	0.0008	0.99^{ab}	1.3008	36
	LL	0.45	0.17	0.31^{ab}	3.11	4.04	0.54	0.0008	1.09^{a}	1.6308	40
	WP	0.40	0.27	0.32^{a}	2.79	3.78	0.44	0.0007	0.99^{ab}	1.4307	38

@ CK = control, Cl = chlorine gas fumigation, NaCl600 = 600ppm NaCl spray, NaCl900 = 900ppm NaCl spray.

@@ UL = upper leaves, LL = lower leaves, WP = whole plant

** Significantly different at 1% level by Duncan's multiple range test.

Table 3b. Chemical analysis for peanut plants.

Treat-ments	Plant parts	Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2}	F^{-1}	Cl^{-1}	Total soluble anion	Anions as% of total bacic element
				%				%			
CK@	U L@@	0.74	0.57	0.19c**	1.65	3.15	0.46	0.0014	0.33c**	0.7914	25
	L L	0.89	0.50	0.18c	1.50	3.07	0.71	0.0015	0.33c	1.0415	34
	W P	0.56	0.42	0.20bc	1.46	2.64	0.47	0.0011	0.21c	0.6811	26
CL	U L	0.65	0.78	0.21abc	1.92	3.56	0.69	0.0011	0.34c	1.0311	29
	L L	0.74	0.61	0.20bc	1.70	3.25	0.92	0.0015	0.41c	1.3315	41
	W P	0.50	0.43	0.21abc	1.65	2.79	0.69	0.0010	0.22c	0.9110	33
NaCl 600	U L	0.71	0.47	0.21abc	1.93	3.32	0.37	0.0018	1.59a	1.9618	59
	L L	0.68	0.47	0.20ab	1.68	3.03	0.67	0.0029	1.46ab	2.1329	70
	W P	0.51	0.35	0.24ab	1.70	2.80	0.49	0.0022	1.09ab	1.5822	57
NaCl 900	U L	0.70	0.48	0.20bc	1.90	3.28	0.84	0.0016	1.39ab	2.2316	68
	L L	0.71	0.43	0.21abc	1.73	3.08	0.77	0.0019	1.40ab	2.1719	71
	W P	0.56	0.40	0.25a	1.72	2.93	0.59	0.0012	1.05b	1.6412	56

@, @@, **: See table 3a.

Table 3c. Chemical analysis for vegetable fern.

Treat-ments	Plant parts	Ca	Mg	Na	K	Total basic element	SO_4^{-2}	F^{-1}	Cl^{-1}	Total soluble anion	Anions as% of total bacic element
				%				%			
CK@	U L@@	0.47	0.37	0.35c**	2.99	4.18	1.56	0.0026	0.14b**	1.7026	41
	L L	0.49	0.45	0.37bc	2.96	4.27	1.29	0.0021	0.12b	1.4121	33
	W P	0.48	0.41	0.40bc	2.88	4.17	0.85	0.0016	0.10b	0.9516	23
CL	U L	0.51	0.40	0.32c	1.88	3.11	0.71	0.0010	0.16b	0.8710	28
	L L	0.51	0.40	0.33c	1.99	3.23	0.74	0.0012	0.13b	0.8712	27
	W P	0.45	0.37	0.33c	2.48	3.63	0.78	0.0009	0.10b	0.8809	24
NaCl 600	U L	0.41	0.38	0.46abc	2.89	4.14	1.21	0.0042	0.30ab	1.5142	37
	L L	0.43	0.33	0.51ab	2.79	4.06	1.27	0.0044	0.34ab	1.6144	40
	W P	0.40	0.31	0.56a	3.07	4.34	1.40	0.0032	0.29ab	1.6932	39
NaCl 900	U L	0.38	0.31	0.47abc	3.01	4.17	1.19	0.0030	0.33ab	1.5230	37
	L L	0.46	0.38	0.58a	2.94	4.36	1.64	0.0028	0.42a	2.0628	47
	W P	0.41	0.26	0.56a	2.84	4.07	1.39	0.0020	0.28ab	1.6720	41

@, @@, **: See table 3a.

引用文獻

李國欽、李貽華. 1984. 空氣污染爲害植物之診斷 臺灣植物保護中心.

孫岩章. 1985. 臺灣地區之空氣污染物質. 公害對農業生產之影響研討會論文專集. p.119～133 臺灣省農業藥物毒物試驗所印行.

莊進源、孫岩章. 1984. 空氣污染公害之鑑定技術及圖鑑. 行政院衛生署環境保護局。

陳清義、陳明義等. 1981. 空氣污染影響作物之試驗研究. 臺灣省空氣污染影響農業實況調查改善及試驗研究工作報告 p.50～57. 臺灣省環境衛生實驗所.

廖乾華. 1985. 窯業工廠廢氣對農作物損害的受害症狀及產量的影響. 公害對農業生產之影響研討會論文專集. p.49～58. 臺灣省農業藥物毒物試驗所印行.

鄭榮賢. 1985. 水泥廠煙灰對農作物及土壤之影響. 公害對農業生產之影響研討會論文專集. p33～40. 臺灣省農業藥物毒物試驗所.

鍾旭和. 1985. 空氣污染對林木之影響. 公害對農業生產之影響研討會論文專集. p.1～32. 臺灣省農業藥物毒物試驗所.

謝慶芳. 1988. 指標作物監測空氣污染試驗. 臺中區農業改良場特刊第11號.

謝慶芳. 1991. 如何栽培指標植物以監測空氣污染. 臺中區農業改良場編印.

羅美棧、張隆成、黃孝信. 1981. 空氣污染影響農業實況調查. 農灣省空氣污染影響農業實況調查改善及試驗研究工作報告. p7～13. 臺灣省環境衛生實驗所.

羅美棧、張隆成、黃孝信. 1981. 苗栗縣竹南、頭份地區空氣污染改善. 臺灣省空氣污染影響農業實況調查改善及試驗研究工作報告. p.14～49. 臺灣省環境衛生實驗所.

山添文雄. 1962. 弗化水素による煙害の實態ならびの機作に關する研究. 農技研報告 B12：1－125.

山添文雄. 1975. 大氣污染. 環境污染と農業. p.25～93. 博文社。

山添文雄　眞弓洋一. 1975. 大氣污染による植物被害の鑑定法に關する研究. 農技研報告 B27：1－60.

中村拓. 1979. 大氣污染の植物への障害の作用機作.　大氣環境の變化と植物(山本義一監修). p.133～146.　東京大學出版會.

谷山鐵郎. 1979. 硫黄酸化物とイネ. 大氣環境の變化と植物(山本義一監修). p.95～112. 東京大學出版會.

坂井弘. 1974. 大氣污染. 農業公害ハンドブツワ. p.1～52. 地人書館.

涉谷政夫等. 1975. 大氣污染. 環境污染と農業(博友社). p.25-93.

Bertolacini, R.J. and J.E. Barney II. 1957. Colorimetric determination of sulfate with barium chloranilate. Anal. Chem. 29：281－283.

Bertolacini, R.J. and J.E. Barney II. 1958. Ultraviolet spectrophotomertric determination of sulfate, chloride and fluoride with chloranilic acid. Anal. Chem. 30：202－205.

Bieberdorf, F.W., C.L. Shrewsbury, H.L. Mckee and H.L.Krough. 1957. Vegetation as an indicator of air pollution, Part.1 The pine (Pinus taeda). Bull. Torrey Bot. Club 85 : 197 — 200.

Brewer, R.F. 1966. Fluorine. p. 180 — 196. In: Diagnostic Criteria for Plants and Soils. H. D. Chapman, ed.

Heck, W.W. and C.S. Brandt. 1977. Effects of air pollutin on vegetaion: Native, Crops, Forests. p. 157 — 230. In : Air Pollution A.C.Stern, ed. Academic Press, New York.

Johnson, D.W., G.S. Henderson, D.D. Huff, S.E. Lindberg, D.D. Richter, D.S. Shriner, D.E. Todd and J. Turner. 1982. Cycling of organic and inorganic sulfur in a chestnut oak forest. Oecologia (Berl.) 54 : 141 — 148.

Kelly, J. and M.J. Lambert. 1972. The relationship between sulphur and nitrogen in the foliage of Pinus rasiata. Plant Soil 37 : 395 — 407.

Ogiso, T., T. Matsui and H. Inoue. 1966. Observation of air pollution J. Hygi. Chemi. (Japan) 12 : 156 — 160.

Ogiso, T. 1967. Observation of air pollution in the district of china manufacturing. II On the fluorine contents in raw materials of china and fluorine in air determined by alkaline filter paper method. J. Hygi. Chemi. (Japan) 13 : 143～147.

Page, A. L. *et al.* 1982. Soluble fluorine and sulfur. p. 472 — 473, 501 — 538. In : Methods of Soil Analysis. Amer. Soc. Agronomy.

Rao, M.N. and H.V.N Rao. 1989. Effects of air pollution on plants. p. 61 — 69. In: Air Pollution. Tata McGraw — Hill Punlishing Company Limited, New Delhi.

Richards, L. A. 1969. Methods of plant culture and plant analysis. p.133 — 134. In: Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils.

Richter, D.D. and D.W. Johnson. 1983. Determination of inorganic sulfate in foliage with barium chloranilate. Soil Sci. Soc. Am. J. 47 : 522 — 524.

Smith, William H. 1981. Forest Stress : Symptonatic foliar damage caused by air contaminants. p.267 — 295. In : Air Pollution and Forests.

Sun, E. J. and H. J. Su 1985. Fluoride injury to rice plants caused by air pollution emitted from ceramic and brick factories. Environmental Pollution (series A) 37 : 335 — 342, Bureau of Environmeutal Protection, ROC.

Sun, E. J. 1989. Sweet potato used as a biological indicator for acute air pollution injury. Plant Protection Bulletin. 31 : 248～255.

植物表面燃油火力電廠黑煙微粒之顯微鏡鑑定

Microscopic Identification and EDX Analysis of Smoke Particles Deposited on Vegetation Surface Originated from an Oil-fired Power Plant

孫 岩 章

En-Jang Sun

國立台灣大學植物病蟲害學系

Department of Plant Pathology and Entomology,
National Taiwan University, Taipei , Taiwan, R.O.C.

摘 要

台北縣萬里鄉大坪村海芋、芥菜及甘藍菜表面，及基隆市瑪西里一帶之文旦、甘藍表面上之黑煙，經以光學顯微鏡觀察，發現皆以小於1微米之粉狀黑煙及1至3微米，平均2微米之反光球狀黑煙爲主要成員，而此2種典型黑煙與萬里鄉東方10公里一座燃油火力電廠之排煙具有相同之形態及組成。利用掃描式電子顯微境加以觀測，亦能得到相同的結果，而X光微量分析的結果，發現花葉表面2微米之黑煙主含Si及Al二元素，與電廠排煙中2微米者相同，而與3微米以止或蜂窩狀黑煙者不同。而基隆市附近5家其他工廠之排煙發現皆與花葉上所見者完全不同。1991年4月1日至5月12日於萬鄉大坪村設站採集到31批共60個樣品中發現皆含有上述典型顆粒，此與採樣期間每日皆有東風吹龍有關。綜合研判可知燃油火力電廠之排煙確實可以傳送沈降於10公里外之花葉表面，唯其與地形之關係，及沈降詳細途徑皆尙待學界繼續研究。

關鍵詞：黑煙，火力發電廠，X光微量分析

1.本研究承蒙行政院國家科學委員會之補助，計畫編號爲NSC-82-0409-B-002-084。

2.本文於1993年3月18日發表於「台灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會」，並爲論文集之一部份。

ABSTRACT

The black smoke particles heavily deposited on the surfaces of calla flowers, mustard and cabbage leaves collected from Ta-Pin hill area of Wanli, Taipei County, and those on the wentan and cabbage leaves at Ma-Shi hill area of Keelung City were found to consist of 1-3 μ light-reflecting black spheres and many submicron amorphous particulates when observed under a metallurgical microscope. The composition of deposited particles on vegetation surface was found to be similar to that emitted from an oil-fired power plant located about 10 km east from Ta-Pin hill of Wanli, but differed to those from two heavy oilfired boilers from nearby textile factories, one fertilizer factory, one steel refinery and exhausts from various vehicles. Scanning electron microscopy of the deposited 1-3 u particles also showed the same appearance as those collected from the stack of the oil-fired power plant. Further analysis with an energy-dispersive X-ray microanalyzer showed that both particles mostly contained Si and Al, although larger particles collected from electrostatic precipitator of the power plant might contain more S and V other than Si and Al. Sixty petridish samplers from two particle collection stations collected daily from April 1 to May 12, 1991 in the farms at Ta-Pin hill showed that typical 1-3 μ particles deposited on this area everyday, while simultaneous meteorological data indicated that east wind dominated or existed during each collecting day in this period. These evidences revealed that the heavily deposited particles on the vegetation surface were from the upwind power plant 10 km away.

Key words: Smoke, particulate, power plant, X-ray microanalyzer

前 言

台灣地區的空氣污染除了氣態物質傷害到植物之外，由於粒狀物質的污染一直十分嚴重，故亦有不少公害糾紛係牽涉到粒狀污染物的污染。爲此，本研究乃係利用顯微鏡及X光微量分析儀的技術，希望建立微粒污染來源的鑑定技術，其目的一方面可以讓污染者了解其污染危害到環境品質的實情，另一方面也可以做爲公害鑑定的科學根據，以求公平合理地解決公害造成的糾紛。

理論上，由受體(Receptor)上著手探討污染物流布之來龍去脈者，是謂「受體模式」(Receptor model)，而此一科技大體上可以分成化學分析法及顯微鏡鑑定法兩大類(Cooper and Watson 1980)，前者一般係利用濾紙上採集到的大量微粒樣品，進行詳細的成份分析，再與已知背景微粒之成份相比對，統計，而定出其不同來源權分(Source apportionment)；而後者則是利用顯微鏡，直接依賴微粒之色澤、形態、大小等等，與已估者相互比對，達成鑑別的目的。

而所謂之鑑別(Differentiation)或鑑定(Identification)，事實上並未限定於一定要使用那一種設備或科技，唯一般是在人類可以用肉眼，不能用肉眼時，就得依賴光學顯微境，電子顯微鏡，或甚至其他之化學分析技術。在國外，以往利用顯微鏡技術或利用X光微量分析儀(X-ray microanalyzer)進行微粒之鑑定分析者已有不短的歷史(Cheng *et al.* 1976；Farmer & Linton 1984；Shen *et al.* 1977)。例如對於燃油與燃煤火力電廠之飛灰或微粒，即有甚多文獻加以探討(Cheng *et al.* 1976; Kaufherr and Lichtman 1984; Shen *et al.* 1977)。唯其一般並未用於直接由葉片上加以鑑定分析。而在國內，作者過去亦曾對大氣中重油燃燒產生之黑煙加以探討過(Sun 1993a)，另外亦曾在行政院環境保護署的支持下，針對北部及中部地區沈降性微粒來源加以鑑定與權分分析(Apportionment)(Sun 1993b)。但亦皆僅止於針對大氣中某一時段之樣品，對於葉片上者，亦未曾仔細研析過。另一方面，促成本研究之進行者，則是自從1990年7月起，接獲自農民之陳情，那是由台北縣萬里鄉李姓農民種植海芋及蔬菜多年普遍受害後，輾轉經農會、縣政府、桃園改良場等等而引發本研究室參與鑑定之興趣與行動。

由於本系及研究所現階段已備有光學顯微鏡、掃描式電子顯微鏡及能量分散性X光微量分析儀(Energy dispersive X-ray microanalyzer, 簡稱EDX)，故本研究乃係利用此三項設備，對於台北縣萬里鄉及基隆瑪西里的受害案加以多方面的鑑定、分析與探討，希望能讓各界藉以獲得更客觀的資訊。

材料與方法

一、田間受害情況之觀察

於1990年起即經常往台北縣萬里鄉大坪村一帶，調查海芋花卉、芥菜、甘藍等植物受害之情形。而後於1992年底又因基隆市環境保護局之請託，而前基隆市瑪西里一帶調查文旦及甘藍等植物上受到污染的情況。

二、植物表面微粒之顯微鏡鑑定

上述之海芋花卉、芥菜、甘藍、文旦葉片等植物材料帶回實驗室後，即以刀片切取受污染部位，置於玻璃載玻片上，再利用Olympus BH2- UMA型之垂直光源顯微鏡加以觀察，並在200倍及500倍下與已知來源之微粒相互比較，鑑定之。

而為進行電子顯微鏡觀察及X水光微量分析，則係將花卉或葉片標本切取小片，置於導電之碳帶(Carbon tape)上，再置於銅質載物台上。乾燥後取一部份鍍金，另一些鍍碳，再利用JEOL-T330A型掃描式電子顯微鏡先行觀測，先確定觀測到典型顆粒後，再利用LINK QX-2000型X光微量分析儀，進行微量成份分析，並攝取掃描影像。

三、田間大氣微粒之採樣與氣象資料分析

為了瞭解典型微粒沈降於萬里鄉大坪村一帶之情形，乃於1991年4月1日至5月12日，於種植海芋花卉之李姓農民田中，以及種植芥菜之菜田上，分別架設木質遮雨採樣器一組，其

詳細構造如作者另一篇文獻(Sun 1993b)所述。基本上遮雨成效係由上大下小兩片圓形木板組成，其上爲直徑21公分者，下爲直徑12公分者，下片中央再放置一個9公分之無菌塑膠培養皿，使其遮雨角度達45度角。塑膠培養皿內則可黏放玻璃載玻片以供光學顯微鏡之觀察，或放置銅質載物台，以供掃描式電子顯微鏡之觀測。採樣週期以1至2日爲主，即每隔1日或最多2日，更換新的採樣皿，並將採到之樣品送回實驗室，進行鑑定分析。

爲了解上述採樣期間之風向及降雨情形，乃向中央氣象局調取基隆站之同期間氣象資料，並統計其東風時數資料，以供有關擴散情況之研析。

四、燃油火力電廠所排黑煙微粒之採樣與鑑定

由於經初步鑑定研判，認爲位於萬里鄉東方約10公里遠之一座燃油火力發電廠最有可能是花卉及蔬菜上黑煙之排放者，故於1991年12月2日，在環保局人員之協助下，針對該火力電廠之四部鍋爐廢氣進行採樣，採樣時係以塑膠培養皿附著玻璃載玻片及銅質載物台，對準廢氣支管採樣數秒至數分鐘，並即封蓋，帶回實驗室進行光學及掃描電子顯微鏡之觀測。

另外，由於該座火力電廠於1991年起加裝靜電集塵器，故亦將環保局所移送之靜電集塵煙粒納入比對，並取此部份之黑煙進行EDX分析。

五、其他可能污染源排煙之採樣與鑑定比對

爲多方面了解基隆市一帶之其他污染源排煙之情形，乃於1993年2月初，在環保局人員協助下，針對基隆市六堵工業區一家具重油鍋爐之工廠，一家製造電池碳棒之工廠，瑪西里一家具重油鍋爐之工廠，大武崙工業區一家鋼鐵工廠，基隆港附近一家磷肥工廠等，進行排煙之採樣，其方法如同前述燃油電廠排煙之採樣。採樣後再進行顯微鏡觀測與鑑定。

六、X光微量分析

不論銅質載物台或葉片上之微粒，其若鍍金時，金薄膜的厚度一方面會使低原子序元素之X光無法被測出，另一方面會使金X光光譜變成背景光譜，故在本研究中一般以鍍300埃(Å)之金膜爲準，並於分析時注意檢視金光譜，予以扣除。

又不同之顆粒粒徑，可能會有不同之成份，故本研究中EDX之電子束掃射方式皆選用單點掃射方式。另因EDX分析只能測出含量較多元素，故對於波峰不夠高或未穩定出現之光譜皆暫時不予納入。

結果與討論

一、田間植物受污染情況之觀察

在台北縣萬里鄉及基隆市瑪西里觀察的結果，發現植物表面受到黑煙之污染情況，乃隨著品種之不同而有所差異，其於海芋花卉上一般皆污染花苞外表，待花苞展開時再污染花冠內部，由於海芋植物係種於水田中，花梗由莖基長出到花苞開放只需2至5日，在此2至5日內花冠即常受到污染，因此可見污染程度之嚴重。

至於芥菜與甘藍菜，則黑煙皆會沈積於特定部位，尤其是芥菜的葉柄基部以及甘藍菜的積水葉表，典型芥菜葉柄受污染後之情形如圖(1)所示。文旦方面則係整片葉片皆會附著黑煙，尤其以上表面爲多，由於文旦葉片係多年生，故葉上黑煙可能係多年來附著的結果，此可由越年幼之葉片黑煙越少之現象証實之。

而田間受污染之季節分佈係以秋冬春三季污染較多，夏季則污染較少。

Fig. 1. Smoke-polluted mustard leaves found at Ta-Pin hill of Wan-Li, Taipei County, showing black appearance on the petiole surface.

二、植物表面微粒之顯微鏡觀測

將海芋花冠上受污染的表面切下，置於垂直光源顯微鏡下觀察，一般可在表皮細胞突起上看到甚多粉狀黑煙，屬不定形，粒經多小於1微米，而在突起基部可看到 1至 3微米之球形黑煙，其中央因反光而發亮，此兩類黑煙在甘藍葉表亦皆可以看到，而在芥菜葉柄基部，則因沈積時間較久而使兩類黑煙混雜，且球狀黑煙數量相對地減少。至於在文旦葉上，則因黑煙沈積量更多，只有在剝除部份黑煙後，方可清楚看到上述兩類黑煙。基本上上述植物表面皆可看到 1至 3微米之反光球形黑煙，其在垂直光源顯微鏡下之形態如圖(2)所示，而在掃描式電子顯微鏡下之形態則如圖(3)所示。由圖(2)及(3)可知其表面十分光滑。

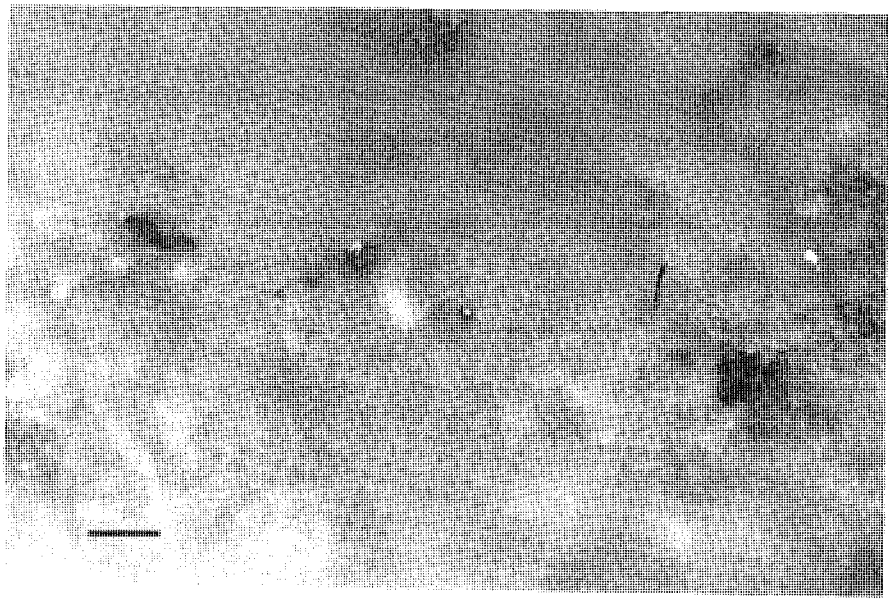


Fig. 2. Typical 2-μ black particle with light-reflecting appearance found on leaf or flower surfaces at Wan-Li, Taipei and Ma-Shi, Keelung areas. (Bar=10 μ)

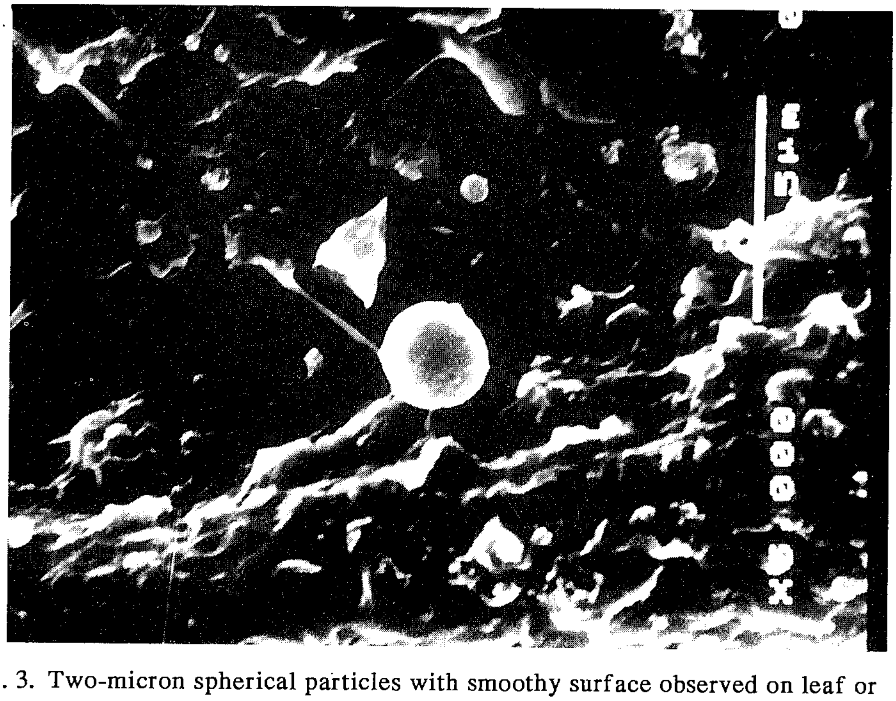


Fig. 3. Two-micron spherical particles with smoothy surface observed on leaf or flower surfaces with scanning electron microscope.

三、田間大氣微粒之採樣與氣象資料分析

於1991年4月1日至5月12日於萬里鄉大坪村設立2個微粒沈降採樣站測定之結果，發現前後共31批採樣所得的60個樣品中，皆可在玻璃載玻片上發現如同上述1-3微米之反光球形黑煙粒子，此顯示在該採樣期間，污染幾乎不斷地發生。

Table 1. Deposition frequency of typical 1-3 particles on two sampling stations (lst on calla farm, 2nd on vegetable farm) established between April 1 to May 12, 1991 as compared to the simultaneous local meteorological data.

Sampling date	Deposition of 1-3 μ typical particle@		Total hour with E wind	Total raining hour	Rainfall (mm)
	1st station	2nd station			
0401-0402	+	+	13.5	0	0
0402-0403	+	+	22.5	2	0
0403-0404	+	+	12.0	0	0
0404-0405	+	+	6.0	0	0
0405-0406	+	+	7.5	7	9.3
0406-0407	+	+	4.5	18	31.0
0407-0408	+	+	6.0	6	4.5
0408-0409	+	+	3.0	0	0
0409-0410	+	+	1.5	0	0
0410-0411	+	+	4.5	0	0
0411-0412	+	+	7.5	0	0
0412-0413	+	+	24.5	18	3.4
0413-0414	+	+	18.5	10	7.6
0414-0415	+	+	15.5	0	0
0415-0417	+	+	28.5	18	14.8
0417-0419	+	+	34.5	3	3.0
0419-0421	+	+	21.0	0	0
0421-0422	+	+	7.5	0	0
0422-0423	+	+	1.5	0	0
0423-0424	+	+	13.5	2	0.1
0424-0425	+		4.5	0	0
0425-0426	+		12.0	22	49.4
0430-0501	+	+	18.0	19	72.3
0501-0502	+	+	24.0	6	4.9
0502-0503	+	+	15.0	11	6.8
0503-0504	+	+	4.5	5	2.6
0504-0505	+	+	7.5	0	0
0505-0506	+	+	19.5	12	1.6
0508-0509	+	+	13.5	11	2.0
0509-0511	+	+	22.5	15	1.9
0511-0512	+	+	3.0	0	0

@ ＋=positive result, －=negative result.

再調查此一期間之氣象資料，結果如表(1)所示，由表中可知與採樣時間同步的每一次，皆有吹東風的時刻，此段時間不中斷的東風吹襲，相信是使污染不斷發生的原因所在。

四、燃油火力電廠所排黑煙微粒之比對

於1991年12月2日前往萬里鄉東方10公里一家燃油火力發電廠，採取四部鍋爐排煙樣品共29個，結果發現每個培養皿上之載玻片，皆附有二型黑煙，其一為小於1微米之粉狀煙塵，另一為1至3微米之反光球狀黑煙，此一典型之反光球狀黑煙與在花卉及蔬菜上所見者完全相同，由於此一典型2微米之黑煙為其他污染源排煙者(Sun 1993a; 1993b)所未見，故可做為燃油火力電廠之代表性黑煙微粒。另外檢視該火力電廠靜電集塵器收集下來的微粒，發現則多以大型蜂窩狀黑煙，如作者另一篇報告者(Sun 1993a)為主，但亦夾雜有少量的小型反光球狀黑煙，粒徑以1微米至3微米為最多，如圖(4)所示。由以上型態學之比較，可初步得到一結論，即該火力電廠之排煙中，確實有此1-3微米之反光球形黑煙，其形態與葉片上所見者全屬相同。

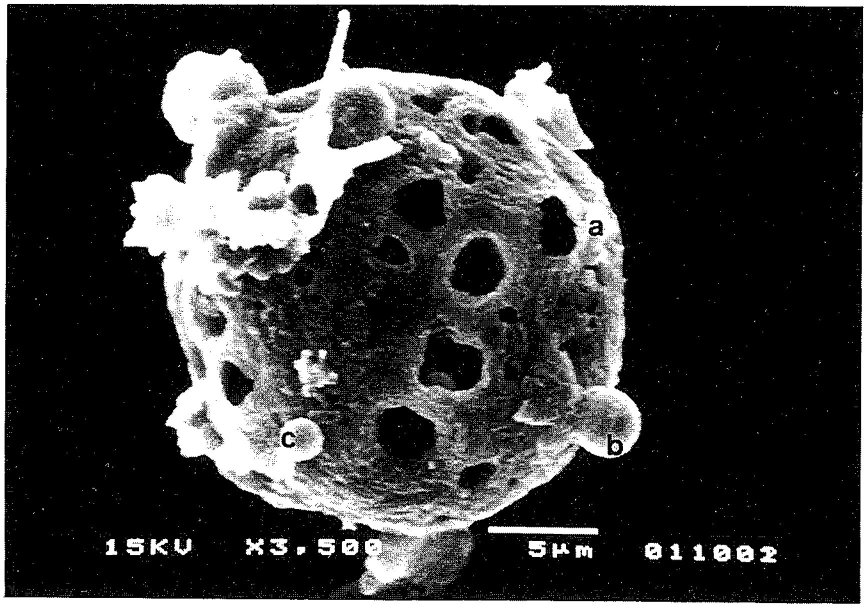


Fig. 4. Smoke particles with different shape collected from the electrostatic precipitator of an oil-fired power plant located at 10 km east of Wan-Li, Taipei, containing (a) large honeycomb-shaped particle, (b) spherical particle larger than 3 μ, and (c) spherical particle of 1-2 μ with appearance similar to those found on the vegetation surfaces.

五、其他可能污染源排煙之鑑定比對

於1993年2月初採取基隆市六堵工業區，大武崙工業區及瑪西里一家具重油鍋爐工廠排煙並檢測所排微粒之結果，發現二家小型重油鍋爐排出的煙粒，皆以大型蜂窩狀黑煙為主要

顆粒，而未見有小於2微米之黑色煙塵。而另外一家鋼鐵廠，一家磷肥工廠，及一家碳棒工廠之排煙，也皆不含典型2微米之黑煙。

有關其他污染源排煙之鑑定，一部份可參考作者前二篇報告(Sun 1993a, 1993b)，即由以往建立起之形態學資料庫，可讓吾人了解，至目前爲止，尙無其他工廠可產生與燃油火力電廠排煙相同的黑煙，換言之，由於其他污染源包括各種車輛排煙都未能產生此型黑煙，更使吾人可以確信，花葉上的典型黑煙，是由於此一火力電廠之排煙所造成。

六、EDX分析結果

由於初步分析發現材料鍍碳與鍍金，分析結果有所不同，故吾人取甘藍菜葉片材料，比較其上典型2微米顆粒之EDX分析結果，發現鍍碳者可測知含有Si, Al及可能來自植物之K等，如圖(5)所示，而鍍金者則除了背景之Au外，亦可測出含有Si及Al，如圖(6)所示，因此可以肯定典型2微米微粒主要含有Si及Al，另一方面亦可肯定鍍金者尙不致造成重大干擾。

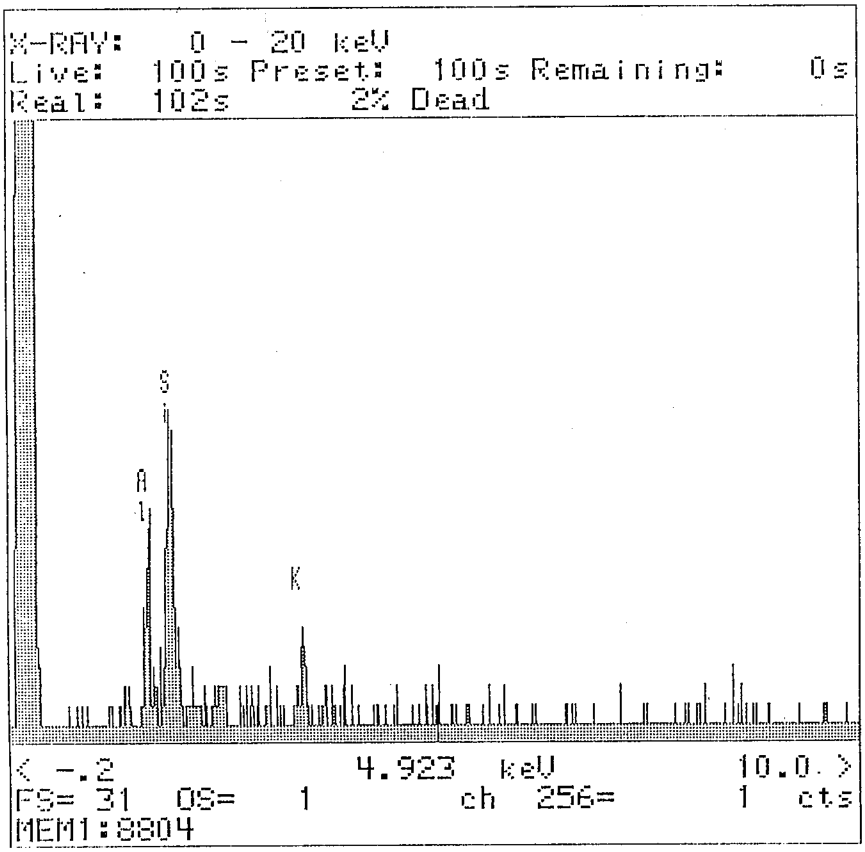


Fig. 5. EDX spectrum of 1-3 μ typical particles deposited on cabbage leaf surface showing higher content of Si and Al in addition to K from the background leaf tissue when the specimen was coated with carbon.

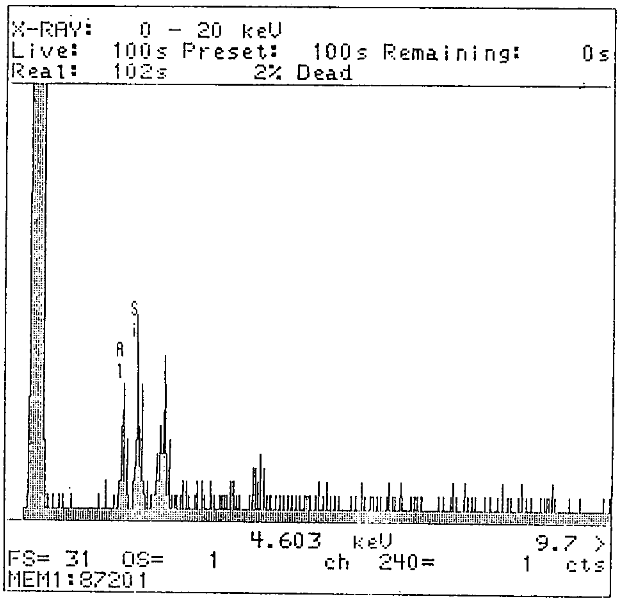


Fig. 6. EDX spectrum of 1-3 μ typical particles deposited on cabbage leaf surface showing higher content of Si and Al in addition to the background Au when the specimen was coated with Au.

至於燃油火力電廠之黑煙，吾人係取由靜電集塵器集取下之樣品，發現其屬蜂窩球狀者主要含有S及V等，如圖(7)所示，而在3微米以上者則含有Si及S，如圖(8)所示；只有在1至2微米之典型粒子，方含有Si及Al，如圖(9)所示。

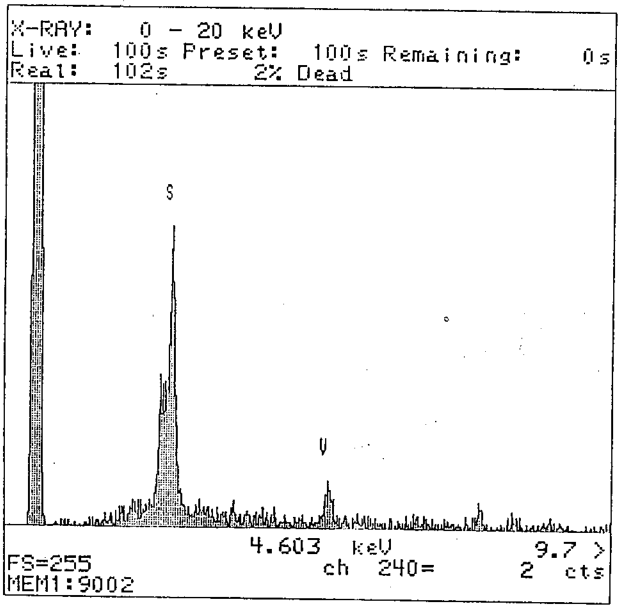


Fig. 7. EDX spectrum of the honeycomb-shaped particle of the oilfired power plant as that shown on Fig. 4(a), expressing the higher content of S and V in addition to the background Au from the coating.

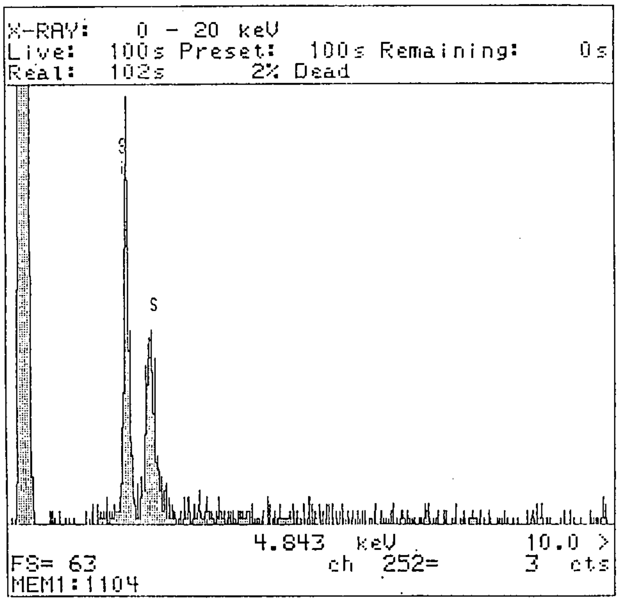


Fig. 8. EDX spectrum of the spherical particle larger than 3 u of the oil-fired power plant as that shown on Fig. 4(b), expressing the higher content of Si and S in addition to the background Au from the coating.

由以上EDX分析，可再進一步證實，花葉上之2微米粒子與該燃油火力電廠之2微米粒子有相同的化學組成。

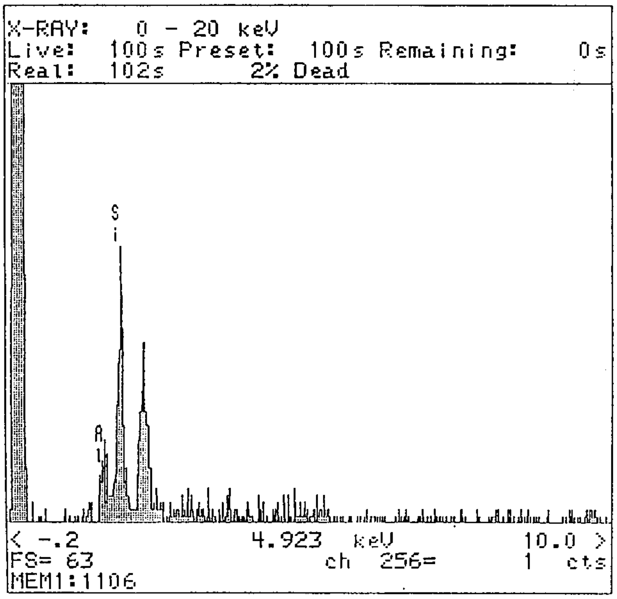


Fig. 9. EDX spectrum of the 1-3 spherical particle of the oilfired power plant as that shown on Fig. 4(c), expressing the higher content of Si and Al in addition to the background Au from the coating.

綜合結論

由以上光學顯微鏡之比對，電子顯微鏡之比對，EDX之比對，可以證實火力電廠之排煙，應可沈降於10公里外之萬里鄉地區，以及7公里外之瑪西地區。由於萬里鄉大坪村海拔高達300公尺，而火力電廠煙囪高度只有200公尺，是否因為此地形因素而加重沈降量，尚待學界證實之。

另一方面，由於過去之報告(Sun 1993a, 1993b)，皆證實其他類的污染源皆不會產生此2微米典型黑煙，在本次調查的5家工廠亦再度證實此一現象，則益發可以證實花卉及果菜葉片上之黑煙係來自火力電廠。

由於大氣中污染微粒不惟影響到身體健康，亦是生活環境中極大的干擾來源，包括會污損材料、衣物、影響能見度及觀瞻等。另一方面亦會大量沈降於植物葉表，影響植物光合作用及生長(Ernst 1982)，是以國內今後在此一方面的研究仍有予以加强的必要性。

誌　　謝

本研究部份承行政院環保署之贊助，另一部份承行政院國家科學委員會之支持，研究計畫編號NSC-82-0409-B-002-084，謹表謝忱，又研究採樣承林文龍、謝進修、陳泰安等之幫忙甚多，在此深表謝意。

引文用獻

Cheng, R. J., V. A. Mohnen, T. T. Shen, M. Current and J. B Hudson. 1976. Characterization of particulates from power plants. J. Air Pollut. Contl. Assn. 26:78 7-790.

Cooper, J. A. and J. G. J. Watson 1980. Receptor oriented method of air particulate source apportionment. J. Air Pollut. Contl. Assn. 30:1116-1125.

Ernst, W. H. O. 1982. Monitoring of particulate pollutants. p. 121-128. In : Monitoring of Air Pollution by Plants. (L. Steubing and H. J. Jager, eds) Dr. W. Junk Publishers. The Hague.

Farmer, M. E. and R. W. Linton. 1984. Correlative surface analysis studies of environmental particles. Environ. Sci. Technol. 18:319-326.

Kaufherr, N. and D. Lichtman 1984. Comparison of micron and submicron fly ash particles using scanning electron microscopy and X-ray elemental analysis. Environ. Sci. Technol. 18:544-547.

Shen, T. T., R. J. Cheng, V. A. Mohnen, M. Current and J. B. Hudson. 1977. Characterization of differences between oilfired and coal-fired power plant emissions. In: Proceedings of the 4 th International Clean Air Congress, May 16-20, 1977, Tokyo. p.386-391.

Sun, E. J. 1933a. Microscopic identification of atmospheric black smoke particles from heavy oil combustion. J. Environ. Protection Soc. R.O.C. (in press).

Sun, E, J. 1993b. Microscopic identification and source apportionment of airborne particles deposited in northern and central Taiwan. J. Environ. Protection Soc. R.O.C. (in press).

二氧化硫及氮氧化物對農作物為害病徵及產量影響

Effect of Sulfur Dioxide and Nitrogen Oxide on Symptoms and Products of Agronomic Crops

楊　居　成[1]　　謝式坢鈺[2]

Jiu-Sherng Yang and Shih-Pan-Yu Hsieh

國立中興大學植物學系[1]及植物病理學系[2]

Department of Botany[1] and Department of Plant Pathology[2],

National Chung-Hsing University, Taichung, Taiwan,

Republic of China

摘　　要

分別放置盆栽農作物(水稻、玉米、落花生及番石榴)於作物同化箱內，控制氣溫、相對濕度、風速及二氧化碳濃度，並於自然陽光下(時間為10: 00至14: 00)使植物進行飽和光合率條件下，利用密閉循環方式，分別燻蒸SO_2，NOx及HF等空氣污染氣體，五天後，作物未呈現症狀。燻氣二週後，葉片呈現各現病徵：如水稻呈現褐色條斑，玉米灰白色條斑，落花生褐斑，番石榴紅褐斑等。較後期病徵則：玉米矮小，水稻葉片枯萎多抽穗少，落花生花器凋萎，番石榴葉片嚴重捲曲等生長及發育遭受破壞，導致產量減少。按氣體影響之大小程度，係依SO_2(0.5 ppm)＋NO_2(0.1 ppm)、SO_2(0.5 ppm)、SO_2(0.1 ppm)＋NO_2(0.1 ppm)＋HF(0.01 ppm)、SO_2(0.1 ppm)＋(NO_2(0.1 ppm)、SO_2(0.1 ppm)及NO_2(0.1 ppm)順序而遞減。同時燻氣SO_2，收穫作物葉片含硫量增加。可能由於SO_2經葉片氣孔進入細胞內，造成生理代謝方面之不平衡，而使植物細胞組織受損，若嚴重時，呈現特別病徵。

關鍵詞：二氧化硫、氮氧化物、農作物、病徵、產量

---

1. 通信作者。

ABSTRACT

The potted agronomic crops rice, corn, peanut and guava in assimilation chamber under the saturated photosynthetic condition were fumigated with SO_2, NO_x and HF gases. The fumigating period was from 10:00 to 14:00. After two weeks, the fumigated crops appeared symptoms such as brown mottlings of rice leaf, grey-white mottlings of corn leaf, brown spots of peanut leaf, and red brown mottlings of guava leaf. The more severe damage for the later stage of growth and development were the shorter stem of corn, small tillers of rice, premature fade of peanut flower, and the curved leaf of guava. All of the morphological symptoms resulted in the yield reduction. The damage degree of the fumigating gases were according to the following order to be reduced：SO_2(0.5 ppm) + NO_2(0.1 ppm)，SO_2(0.5 ppm)，SO_2(0.1 ppm) + NO_2(0.1 ppm) + HF(0.01 ppm)，SO_2(0.1 ppm) + NO_2(0.1 ppm)，SO_2(0.1 ppm) and NO_2(0.1 ppm). In addition, the leaf sulfur content of the SO_2-fumigated crops was increased.

Key words：Sulfur dioxide, nitrogen oxide, crops, symptom, product

前　　言

台灣地區燃煤、油之火力發電廠、工廠、汽、機車等排放煙氣均含有高濃度二氧化硫，氮氧化物等污染物，經植物葉面氣孔進入組織細胞內，提高胞液酸度，自由基($\cdot O^-$、$\cdot OH$、$\cdot OR$)，氧化物(H_2O_2，HSO_3^-，$^1O_2$)，以破壞細胞膜及大分子之結構，使其失去正常功能，導致農作物生長，發育、品質及產量降低(Elstner 1982; Heath 1980; Landolt and Keller 1985; Pauls and Thompson 1984)。故一般研究重點爲此SO_2，NO_x等氣體影響農作物之生化，生理、生長、發育、病症、產量、品質等項目，以及試驗氣體濃度、處理時間、環境、植物種類與受害程度之相關性。經長時間低濃度或短時間高濃度空氣污染物熏蒸植物試驗，所得隱藏性傷害及可見傷害等現象(Treshow and Hnderson 1989; Winner *et al.* 1989)。

孫和蘇(1991)以二氧化硫對一個月大之台農67號水稻進行熏氣：最低發病劑量約爲 0.9 ppm×9小時，4個月已抽穗的水稻，可忍受1.6 ppm×68小時而不發病。在高濃度且高相對濕度下較易形成漂白塊斑，低濃度且低相對濕度下則易呈微銹點斑，一般則常爲兩者之混合型。呂(1991)以800 ppm SO_2 熏蒸六週大之玉米七天：葉片漂白、黃色斑點及壞疽等病徵。

本試驗選定水稻、玉米、落花生及番石榴等四種農作物，放入植物同化箱內控制其氣溫、相對濕度、風速及空氣中CO_2濃度，並於自然陽光環境下，使植物進行飽和光合率，長期性燻氣低濃度SO_2，NOx及HF等空氣污染物，誘發病徵，以研究其影響植物生長及發育之情形。

材料與方法

(1)盆栽作物：把供試作物種子直接播種於裝有混合有機肥料之壤土（壤土：有機肥約20：

1）的塑膠盆缽(長×寬×高爲60×17×19cm，水稻及落花生)及直徑25cm之塑膠盆(玉米及番石榴)中，待其發芽出土後，以0.5克尿素作爲追肥，每月施用一次，共計二次。

77年度第一期作爲水稻2月25日，玉米及落花生3月2日。番石2月26日。第二期作爲水稻8月7日，玉米及落花生9月14日。以盆栽台農67號水稻、台南9號落花生，台南16號玉米及泰國種番石榴爲供試品種。栽培期間若發現蟲害時，施用現代靈5,000倍水稀釋液噴霧防治。

(2)燻氣作物試驗：

分別放置盆栽作物於7組作物同化箱(又稱燻氣室，大小爲2.5m及2.0m 高×2m寬×2m長透明塑膠布製成)內，控制氣溫、相對濕度、風速及二氧化碳濃度，並於自然陽光下(時間爲10：00至14：00)使植物進行飽和光合率條件下，利用密閉循環方法，於七天內，每天六小時，分別接受燻氣二氧化硫(0.1及0.5 ppm)，二氧化氮(0.1 ppm)，氟化氫(0.01 ppm)及三者六種的混合氣體另外一箱作爲照組。第六天調查外部形態，若作物葉片有異常現象，立即照相留存。如此連續進行六至八週，視試驗作物之生長期中，對SO_2，NO_2及HF之反應而定。最後收穫作物各部器官，如葉、莖、果實等乾重。不燻氣試驗時，打開作物同化箱門窗，使植物在自然環境中進行生長發育。

鋼瓶內氣體濃度分別爲5% SO_2，1% NO_2，100 ppm HF與空氣混合，氣體由鋼瓶流出，經氣壓調整器(1.0kg/cm^2)流量計而進入作物同化箱；穩定流量(ml/min)分別爲10,30,12及30可達成箱內0.1 ppm SO_2, 0.5 ppm SO_2，0.1 ppm NO_2及10 ppm HF濃度(以壓克力筒出口處氣流爲準)。控制箱內氣流速度爲0.1～0.3 m/sec(利用風速測定儀測定)，每兩分鐘氣流循環一次，氣溫第一次燻氣30～35℃，第二次燻氣28～32℃，相對濕度第一次燻氣35～60%，第二燻氣50～80%，同時外面通入高濃度CO_2，以補助箱內CO_2使其維持250～400 ppm CO_2濃度，以保持植物接近箱外生長環境。利用氣體取樣裝置SO_2及NO_x氣體測定儀每隔60分鐘分別測得各箱內SO_2及NO_x氣體之濃度，以便調整氣體流量計，使通入箱內氣體達到所須要之氣體流量。

(3)葉片含硫量之測定：

把葉片置於烘箱(85℃)供乾48小時，磨碎後再用105℃供乾2小時，待乾冷卻後，倒1.0克樣品入船型容器，上面覆蓋1.0克氧化鋁粉(直徑約0.1mm)。把此容器置入圓筒型高溫燃燒爐燃燒管內(～1200℃)，且通入氧氣(流量約300 ml/min)，以助樣品燃燒成硫氧化物氣體(約須10分鐘時間)，同時使用sucking pump把氣流導入過氧化氫(3%)溶液，以吸收硫氧化物。

加2～3滴screened indicator入過氧化氫溶液。以sodium borate(0.05N)溶液滴定至neutral steel grey color正。又加入20ml mercuric oxycyanide溶液於另一半之過氧氫溶液，用硫酸(0.025N)滴定至neutral steel gray color爲止。

$$S(\%) = (0.0802/m)[V1-V2-0.5(V3-V4)]$$

m：樣品之乾重(g)

V_1：Sodium borate (ml) used in the sample determination

V_2 ：Sodium borate (ml) used in the blank determination
V_3 ：Sulphuric acid (ml) used in the sample determination
V_4 ：Sulphuric acid (ml) used in the blank determination

結果與討論

病徵：

燻氣一週後，對水稻、玉米、落花生及番石榴作物並無呈現病徵。按照六種燻氣影響作物病徵分述如下：

(1)燻氣SO_2(0.5 ppm)與SO_2(0.5 ppm)及NO_2(0.1 ppm)混合氣：兩種燻氣對四種作物外部形態均有嚴重影響，第一期作中(a)水稻受兩者燻氣，結果使得中、上位葉之葉片產生黃褐及灰白色條斑(圖1b至圖1g)。最後因病徵嚴重而致使水稻生長受抑制抽穗數少(圖1h)。在第二期中，僅SO_2(0.5)＋NO_2(0.1)混合氣使水稻產生病徵，但病徵和第一期作類似。對(b)玉米則兩種氣體在第一期作及第二期中，均使玉米葉產生嚴重的灰白條斑(圖2b至圖2e)，而使得植株光合作用受阻，植株矮弱(約正常者1/3～1/2高)發育不良(果穗小)(圖2o及圖2p)。對(c)落花生在第一期中，兩種氣體均使其產生灰白、褐色斑點塊及花器受傷害凋萎(圖3c及圖3d)致降低結莢率。但在第二期中，兩者對落花生外部形態均無影響。至於(d)番石榴兩種氣體均使其葉片上產生紅褐斑點，且葉嚴重捲曲(圖4b至圖4d)，以致燻氣第十一週後，兩者使番石榴均不結果。

(2)燻氣SO_2(0.1)＋NO_2(0.1)與SO_2(0.1)＋NO_2(0.1)＋HF(0.01)混合氣：
(a)兩者對水稻外部形態均無影響。(b)兩種氣體在第一、二期作中，前者使玉米葉面產生灰白色斑、褐斑及黃斑，此病徵使得作物葉片受到黃化而枯萎(圖2e至圖2i)，而SO_2(0.1)＋NO_2(0.1)＋HF(0.1)混合氣在第一期作中，發病較前者氣體慢(前者氣體發病須兩週，後者須六週)，在第一期及二期作中，病徵爲黃色斑點及暗紅條斑。雖兩者氣體均使得玉米產生病徵，但以SO_2(0.1)＋NO_2(0.1)對玉米影響較爲重，因其使得玉米得病較早且病葉率較高(表1)。燻蒸七週後，前者促使下位葉病徵由中肋處開始黃化，向兩邊蔓延，後者由葉線向中肋黃化(上葉)。(c)對落花生則以SO_2(0.1)＋NO_2(0.1)＋HF(0.01)影響較大；使葉片皺狀嚴重且產生褐斑(圖3b)。由此可推測HF(0.01 ppm)存於SO_2(0.1)＋NO_2(0.1)混合氣內，促成不同作物發病的嚴重程度及快慢亦有所差別。

(3)燻氣SO_2(0.1)與NO_2(0.1)：
燻氣NO_2(0.1)七週後，玉米葉片呈現紅褐斑及黃斑(圖2j至圖2l)。又燻氣SO_2(0.1)，促使第二期作玉米呈現灰白色斑及黃斑。但兩者單獨氣體均較混合氣體對玉米所造成的病害爲輕(表1)。

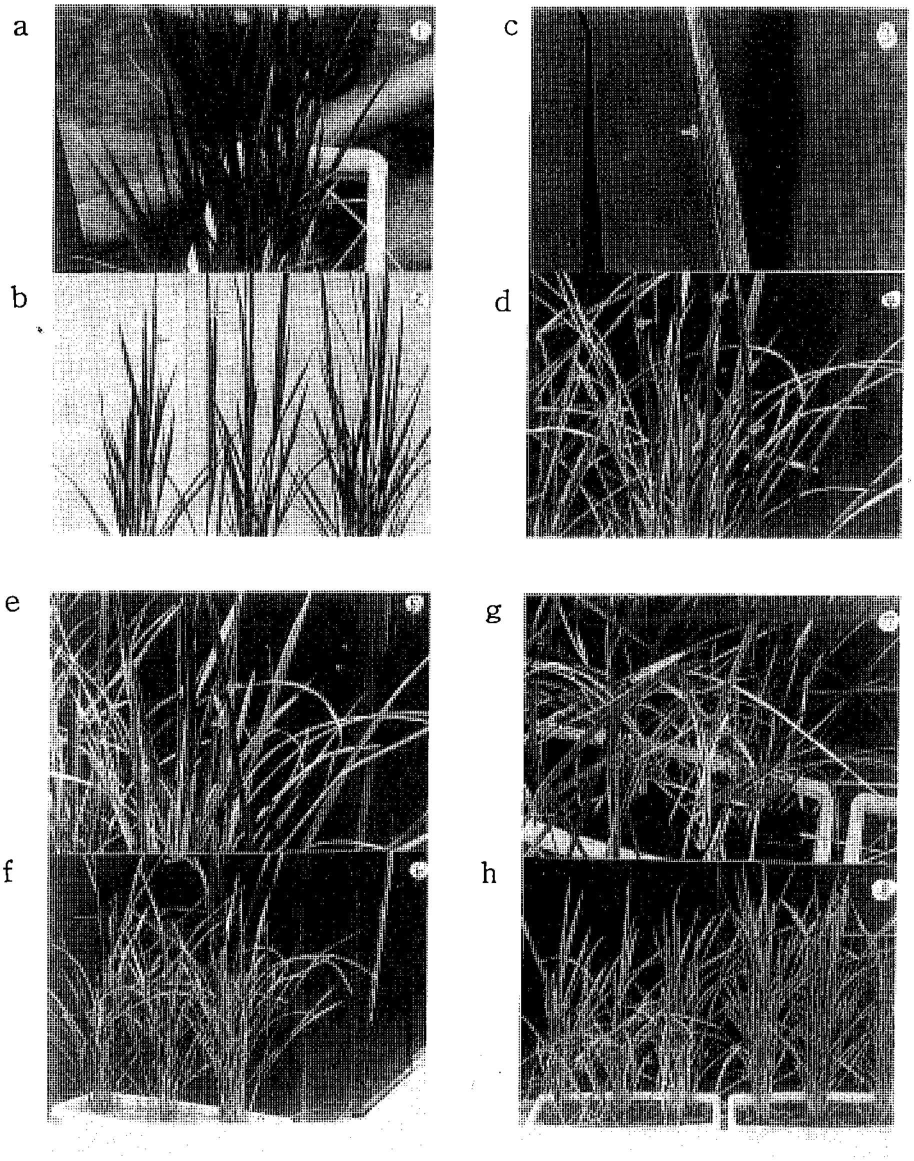


Fig. 1. The morphological symptoms of rice were induced by SO_2-fumigation.

a The control one.

b The yellow-brown mottlings on the upper and middle leaves appeared 3 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

c The yellow-brown mottlings on the leaf tips appeared 3 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

d The brown mottlings over the leaf appeared 5 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

e The brown and white mottlings over the leaf appeared 5 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

f The heading was severly reduced 5 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

g The green vein with white leaf blade appeared 7 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

h A lot of dry leaves and reduced headings appeared 7 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

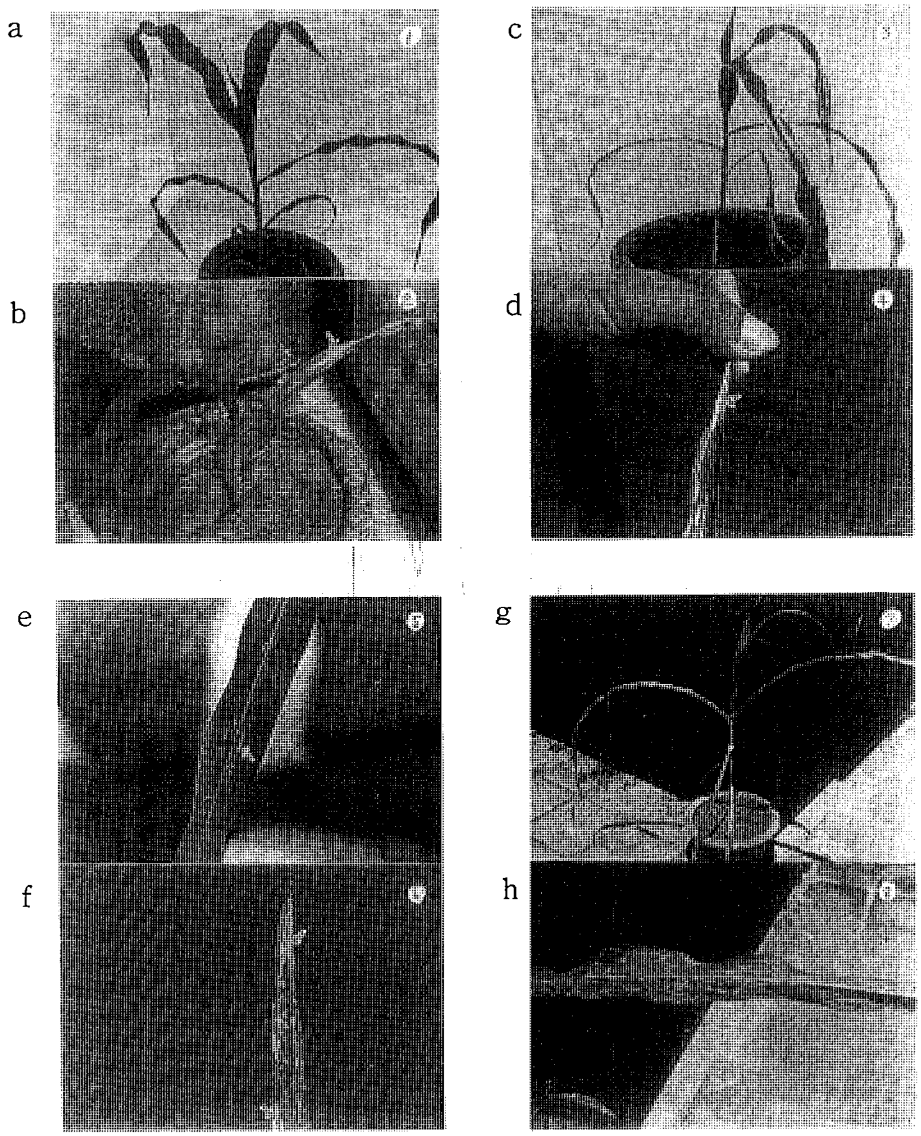


Fig.2. The morphological symptoms of corn were induced by fumigating with air pollutants.

a The control one.

b The grey-white mottlings on the lower leaf appeared 2 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

c The grey-white mottlings over all the leaves appeared 3 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

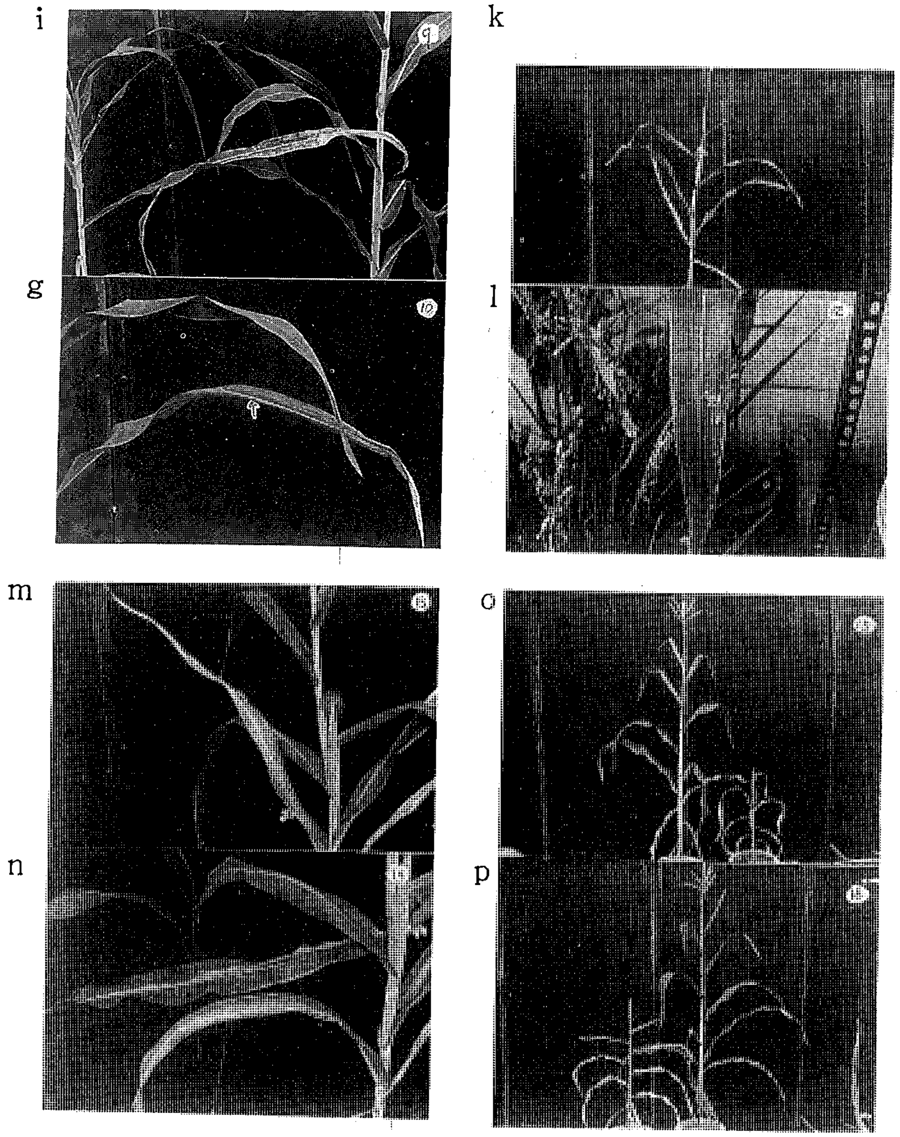
d The grey-white mottlings on the leaf appeared severely.

e The grey-white spots spreaded along the vein direction 3 weeks after fumigating with 0.1 ppm SO_2 and 0.1 ppm NO_2 mixture.

f A lot of grey-white and brown spots spreaded around the middle leaf 5 weeks after fumigating with 0.1 ppm SO_2 and 0.1 ppm NO_2 mixture.

g The grey-white and brown spots spreaded from the middle leaf to the upper one 5 weeks after fumigating with 0.1 ppm SO_2 and 0.1 ppm NO_2 mixture.

h The grey-white and yellow-brown mottings on the leaf appeared severly.



i The plant treated with 0.1 ppm SO_2 and 0.1 ppm NO_2 mixture for 7 weeks vs. the control one.

g The red-brown leaf appeared 7 weeks appeared after fumigating with 0.1 ppm NO_2 .

k The red-brown leaves appeared severely.

l The red-brown leaf margin appeared.

m The yellow leaves appeared 7 weeks after fumigating with 0.1 ppm SO_2, 0.1ppm NO_2 and 0.01 ppm HF mixture.

n The yellowing mottlings spreaded from main vein to the blade margin of lower leaf for 0.1 ppm SO_2 and 0.1 ppm NO_2 and 0.01 ppm HF mixture fumigation, while the yellowing process of the upper leaf was reversed for 0.1 ppm SO_2 and 0.1 ppm NO_2 m ixture.

o There was about 1/3 height corn plant (vs. the control one) with 100% leaf damage 7 weeks after fumigation with 0.5 ppm SO_2 and 0.1 ppm NO_2 mixture.

p There was about 1/2 height corn plant (vs. the control one) 7 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

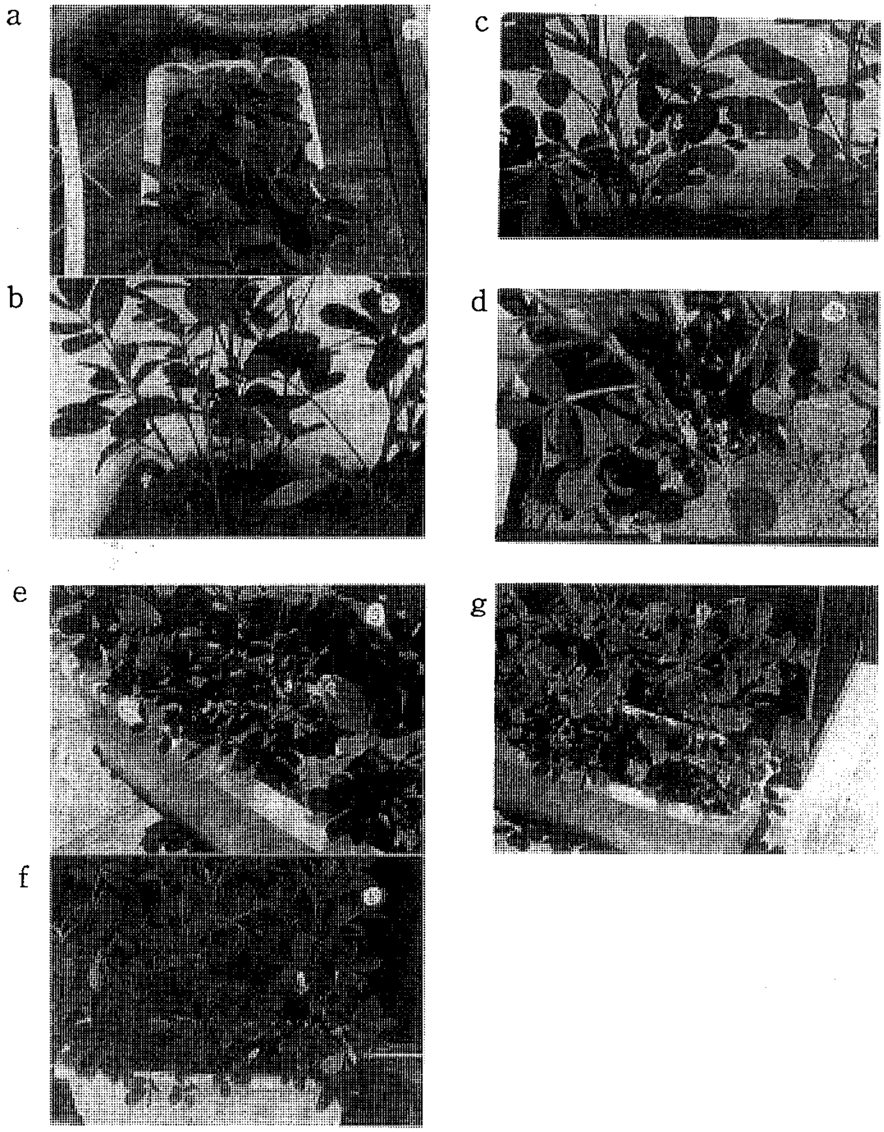


Fig.3. The morphological symptoms of peanut were induced by fumigating with air pollutants.

a The control one.

b The upper leaf became wrinkled 3 weeks after fumigating with 0.1 ppm SO_2, 0.1 ppm NO_2 and 0.01 ppm HF mixture.

c The brown-spot on the leaf appeared 3 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

d The brown color around grey-white one on the leaf, and the premature faded flowers appears 3 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

e The mixture of grey-white and brown on the leaf tips appeared 5 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

f The symptom became severely 7 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

g There was about 50% leaves showing damaged 7 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

a c e

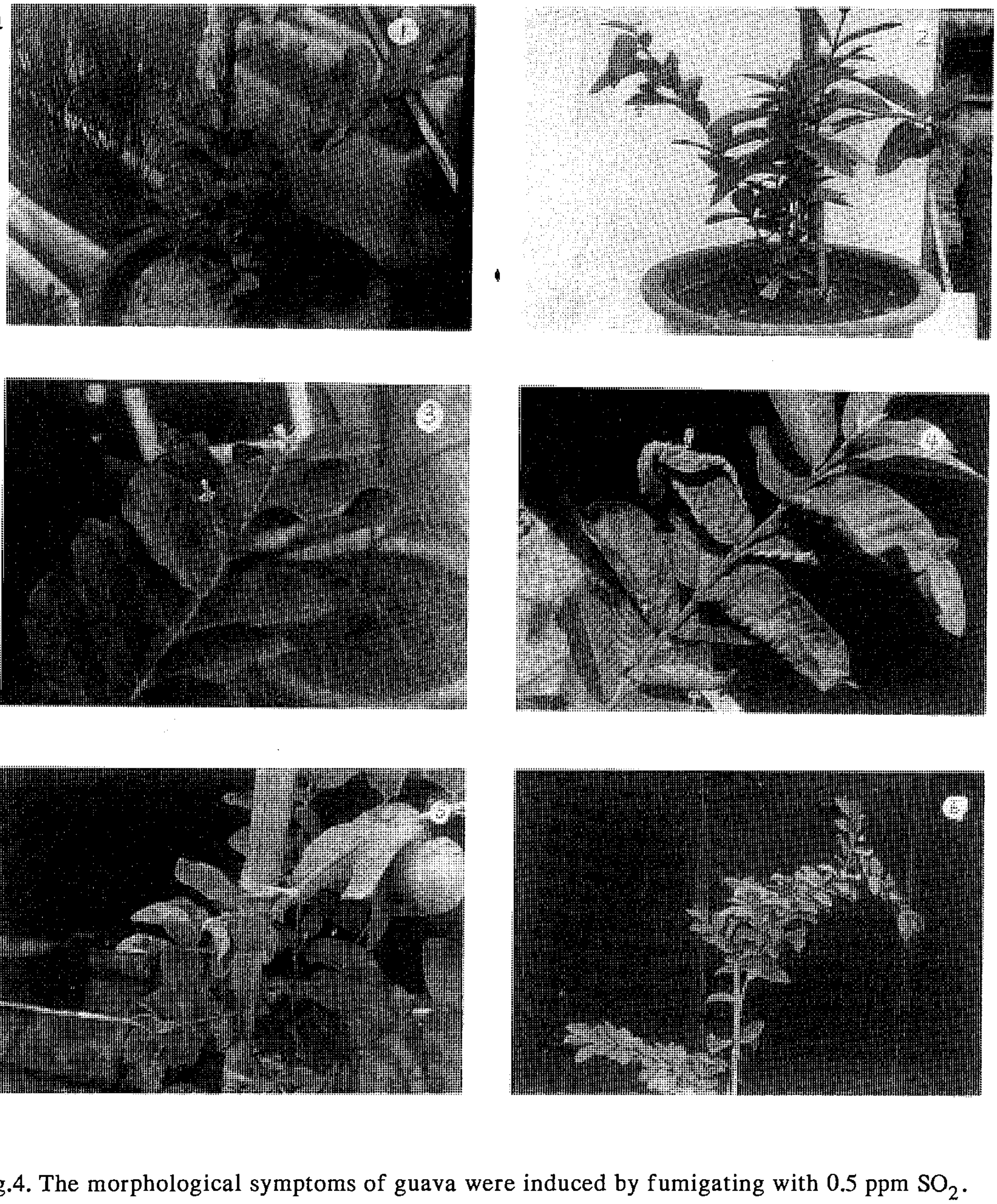


Fig.4. The morphological symptoms of guava were induced by fumigating with 0.5 ppm SO_2.

a The control one.

b The red-brown spots on the middle and upper leaves appeared 2 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

c The red-brown spots on the twisted leaf appeared 3 weeks after fumigating with 0.5 ppm SO_2.

d The symptoms appeared severely 5 weeks after fumigation.

e The red-brown spots on the twisted leaves growing on the branch shoots appeared 7 weeks after fumigation.

f The red-brown spots on twisted leaves growing on the main shoot appeared 14 weeks after fumigation.

Table 1. The injuried plants and leaves induced by fumigating with the air pollutants.

		Rice		Corn		Peanut		Guava	
SO_2 (0.1ppm)	plants(%)	0[@]	0[@@]	0	25	100	0	0	0
	leaves(%)	0	0	0	7.89	4.38	0	0	0
SO_2(0.1 +NO_2(0.1) +HF(0.01)	plants(%)	0	0	0	100	100	50	25	25
	leaves(%)	0	0	0	63.16	10.67	16.41	0.66	8.06
NO_2 (0.1)	plants(%)	0	0	0	75	100	0	50	50
	leaves(%)	0	0	0	72.5	5.38	0	2.02	12.3
SO_2(00.1) +NO_2(0.1)	plants(%)	0	0	100	100	100	0	50	50
	leaves(%)	0	0	55.88	83.33	7.79	0	1.91	14.81
SO_2(0.5) +NO_2(0.1)	plants(%)	100	100	100	100	100	0	100	100
	leaves(%)	9.17	75.3	86.21	98.24	11.05	0	13.47	45.83
SO_2 (0.5)	plants(%)	0	0	0	100	100	50	25	25
	leaves(%)	0	0	0	63.16	10.67	16.41	0.66	8.06

[@] The first season crops.
[@@] The second season crops.

由以上結果得知：高濃度氣體SO_2(0.5 ppm)對四種作物的爲害，較低濃度SO_2(0.1 ppm)及NO_2(0.1)爲大，可知高濃度氣體對作物的重要性。且高濃度的混合氣體SO_2(0.5)＋NO_2(0.1)較單獨氣體對作物爲害程度較大。低濃度混合氣SO_2(0.1)＋NO_2(0.1)也較單獨氣體NO_2(0.1)及SO_2(0.1)影響較大，可見混合氣對作物的影響較單獨氣體的影響要來得大。

葉片含硫量：

燻氣對作物葉片含硫量及處理組與對照組之比較如表2所示：(a)對照組含硫量(SO_4^{2-},%)均低於處理組者，介於10～100%間，最大差異可達374%，即 I 期作稻處理0.5 ppm SO_2 濃度。(b)若將 I 及 II 期作之平均值經Duncan's MRT 法在5%顯著水準測驗結果：水稻葉片含硫量，處理組SO_2(0.5 ppm)及SO_2(0.5 ppm)+NO_2(0.1 ppm)較大於對照組，二者數值差異顯著。玉米以處理組SO_2(0.1 ppm)+NO_2(0.1 ppm)，SO_2(0.5 ppm)及NO_2(0.5 ppm)+NO_2(0.1 ppm)明顯的大於對照組數值。落花生以SO_2(0.1 ppm)+NO_2(0.1 ppm)及SO_2(0.05 ppm)明顯地大於對照組數值。番石榴以SO_2(0.5ppm)+NO_2 (0.1ppm)大於對照組數值差異頗大。若以燻氣氣體種類及濃度爲準而言，則含有0.5 ppm SO_2 處理組，對提高四種作物葉片含硫量最大且大於對照組，並差異顯著。而添加0.01 ppm HF或0.1 ppm NO_2 處理可提高葉片含硫量，但未達到顯著差異效果。由上述結果知：SO_2 可經作物氣孔進入植物細胞內，且可積存之。

Table 2. The sulfur contents in crop leaves fumigated with the air pollutants.

	Rice			Corn			Peanut			Cuava	
	I	II	ave.	I	II	ave.	I	II	ave.		ave.
SO_2	1.210[@]	0.754	0.977^{c}	2.081	1.593	1.837^{cd}	1.683	1.294	1.488^{cd}	1.473	1.473^{b}
(0.1ppm)	(201)[@@]	(119)		(199)	(121)		(170)	(119)		(104)	
SO_2(0.1)	1.194	1.072	1.132^{bc}	2.039	2.299	2.168^{bcd}	1.790	2.004	1.896^{bc}	1.611	1.611^{b}
+NO_2(0.1)	(198)	(171)		(195)	(174)		(181)	(184)		(114)	
+HF(0.01)											
NO_2	0.529	0.451	0.490^{abc}	1.204	1.471	1.337^{cd}	1.031	1.025	1.027^{d}	1.430	1.430^{b}
(0.1)	(88)	(72)		(115)	(112)		(104)	(94)		(101)	
SO_2(0.1)	1.682	1.101	1.391^{abc}	1.884	2.877	2.385^{bc}	2.260	1.969	2.114^{bc}	2.181	2.181^{a}
+NO_2(0.1)	(280)	(176)		(188)	(218)		(228)	(181)		(154)	
SO_2(0.5)	2.828	1.451	2.148^{a}	3.863	3.151	3.507^{a}	3.062	3.719	3.190^{a}	3.143	3.134^{a}
+NO_2(0.1)	(471)	(132)		(370)	(239)		(309)	(305)		(222)	
SO_2	2.846	2.146	3.486^{ab}	3.416	2.663	3.039^{ab}	3.114	2.155	2.634^{ab}	2.451	2.451^{a}
(0.5)	(474)	(343)		(372)	(192)		(315)	(198)		(173)	
control	0.601	0.626	0.613^{c}	1.004	1.319	1.161^{d}	0.990	1.087	1.038^{d}	1.414	1.414^{b}
	(100)	(100)		(100)	(100)		(100)	(100)		(100)	(100)

[@] The sulfur content (SO_4^{2-}, %) in the leaves were equal to n=4.

[@@] % check

燻氣降低收穫作物乾重之比較：

盆栽水稻、玉米、落花生及番石榴於作物同化箱外，至抽穗或開花前1～3週，再置入作物同化箱內作連續八週燻試驗，以使作物在生長期(包括營養期，開花期及果實發育期等)決定作物產量較易接受外界因素影響。

六種氣體組合燻氣第 I 及第 II 期水稻八週後，經移置於作物同化箱外繼續生長至收獲，再利用Duncan's MRT試測氣體對葉重，稈重，穗重及全株重等項目之影響大小比較(表3)：(1)第一期作水稻生長於同化箱內相同於同化箱外者。(2)燻氣影響葉重不顯著差異性。(3)以穗重而言，第 I 期作在SO_2(0.5 ppm)+NO_2(0.1 ppm)燻氣試驗中具有顯著差異。(4)稈重而言，第 I 期作中，則以SO_2(0.1)+NO_2(0.1)+HF(0.01)，SO_2(0.5)+NO_2(0.1)及SO_2(0.5)等三種燻氣組合處理試驗有顯著差異。(5)全株重而言，第 I 期作以SO_2(0.1)+NO_2(0.1)+HF(0.01)，SO_2(0. 5)+NO_2(0.1)及SO_2(0.5)，第 II 期作以SO_2(0.1)+NO_2(0.1)及SO_2(0.5)+NO_2(0.1)等項目有顯著之差異。基於上述所言，以SO_2(0.5)+NO_2(0.1)，SO_2(0.5),SO_2(0.5),SO_2(0.1)+NO_2(0.1) 等燻氣組合試驗數級逐次減少影響水稻器官乾重，故宜以SO_2成份爲主要燻氣之影響因子。其他添加NO_2(0.1)及HF (0.01)燻氣則影響不大。

Table 3. The effect of the air pollutant fumigation on the dry weight of the rice organs.

	Dry wt. (g/plant)							
	leaves		stems		grains		shoots	
	I	II	I	II	I	II	I	II
SO_2 (0.1ppm)	8.766^a	5.350^a	26.866^a	13.783^{ab}	6.366^{ab}	9.383^b	42.000^{ab}	28.516^a
SO_2(0.1) +NO_2(0.1) +HF(0.01)	7.650^a	5.216^a	16.766^a	10.500^{bc}	5.150^{abc}	7.783b^c	29.216^c	23.500^{ab}
NO_2 (0.1)	8.866^a	4.716^a	31.399^a	12.000^{abc}	6.616^a	13.416^a	46.883^a	30.133^a
SO_2(0.1) +NO_2(0.1)	7.833^a	4.433^a	19.699^{bc}	9.166^c	5.016^{abc}	5.900^c	32.549^{bc}	19.533^c
SO_2(0.5) +NO_2(0.1)	8.983^a	3.816^a	15.400^c	9.483^c	4.183^c	6.033^c	28.566^c	20.166^c
SO_2 (0.5)	7.766^a	5.260^a	15.433^c	14.850^a	4.716^{bc}	7.550^{bc}	27.916^c	27.483^a
In assimilation chamber	8.983^a	5.233^a	25.600^{ab}	12.950^{abc}	6.233^{ab}	7.449^{bc}	40.816^{ab}	25.633^{ab}
Out assimilation chamber	8.266^a		25.199^{ab}		6.066^{ab}		39.533^{ab}	

同理利用燻氣水稻方法，比較燻氣對收獲玉米器官乾重影響大小如表4所示：(1)穗重而言，第 I 期作經SO_2(0.1)，SO_2(0.1)+NO_2(0.1)，SO_2(0.5)+NO_2(0.1)及SO_2(0.5)等四種燻氣處理顯著減少。反之，第II期作，對照組有減少之情況，可能由於其他因素，如玉米品系雜交率久一致性，使單株玉米間相異之遺傳性，呈現不同對逆境反應之差異。同樣地，SO_2(0. 5)+NO_2(0.1)，SO_2(0.5)等燻氣處理顯著降低玉米四項乾重。

Table 4. The effect of the air pollutant fumigation on the dry weight of the corn organs.

	Dry wt. (g/plant)							
	leaves		stems		grains		shoots	
	I	II	I	II	I	II	I	II
SO_2 (0.1ppm)	6.325^{ab}	7.099^{c}	36.375^{a}	19.650^{a}	13.300^{b}	57.550^{ab}	48.575^{a}	84.300^{ab}
SO_2(0.1) +NO_2(0.1) +HF(0.01)	8.324^{a}	8.825^{bc}	27.100^{a}	12.700^{b}	34.075^{a}	39.525^{bc}	72.250^{a}	61.050^{ab}
NO_2 (0.1)	6.825^{ab}	11.500^{bc}	35.875^{a}	17.399^{ab}	22.674^{ab}	58.950^{a}	65.375^{a}	87.849^{a}
SO_2(0.1) +NO_2(0.1)	6.424^{ab}	13.675^{a}	27.824^{a}	17.950^{ab}	12.225^{b}	26.075^{c}	46.475^{a}	57.700^{cd}
SO_2(0.5) +NO_2(0.1)	2.175^{c}	8.050^{c}	7.925^{b}	11.525^{b}	7.650^{b}	24.575^{c}	17.750^{b}	44.150^{d}
SO_2 (0.5)	3.725^{bc}	11.500^{ab}	9.125^{b}	14.199^{ab}	7.975^{b}	38.850^{bc}	20.824^{b}	64.550^{c}
In assimilation chamber	6.825^{ab}	9.750^{bc}	16.950	23.250^{a}	34.550^{a}	34.650^{c}	58.125^{a}	67.650^{bc}
Out assimila-tion chamber	7.099^{ab}		26.750^{a}		23.075^{ab}		56.924^{a}	

六種氣體組合燻氣對收獲落花生四種乾重影響大小之比較，如表5所示：(1)第 I 期作，以SO_2(0.5)+NO_2(0.1)及SO_2(0.5)第二種燻氣處理，乾重顯著減少。第II期作，則以SO_2(0.1)+NO_2(0.1)+HF((0.01)，SO_2(0.1)+NO_2(0.1)及SO_2(0.5)+NO_2(0.1)等三種燻氣處理，乾重較顯著減少〔其中NO_2(0.1)氣體成份，值得注意〕。燻氣對番石榴器官乾重影響大小之比較如表6所示：(1)SO_2(0.1)+NO_2(0.1)+HF(0.01)及SO_2(0.5)等二種燻氣處理，果重顯著減少。(2)SO_2(0.1)+NO_2(0.1)+HF(0.01)，SO_2(0.1)+NO_2(0.1)，SO_2(0.5)+NO_2(0.1)及SO_2(0.5)等四種燻氣處理使全株乾重顯著降低。由此可SO_2(0.5)爲主要限制因子，而NO_2(0.1)及HF(0.01)可能也參與。

綜合以上所述，六種燻氣處理四種作物，可降低收穫葉重、莖重、果重及全株重等四項乾重特性，其中以降低果重之經濟價值項目佔多數。又以SO_2(0.5)及SO_2(0.5)+NO_2(0.1)等二項燻氣對水稻及玉米等作物乾重降低率較顯著，而NO_2(0.1)及HF(0.01)與SO_2(0.1)或SO_2(0.5)混合氣，可顯著降低落花生及番石榴器官乾重。

Table 5. The effect of the air pollutant fumigation on the dry weight of the peanut organs.

	Dry wt. (g/plant)							
	leaves		stems		grains		shoots	
	I	II	I	II	I	II	I	II
SO_2 (0.1ppm)	12.366[ab]	8.933[ab]	16.133[bc]	9.733[abc]	21.966[a]	14.083[a]	50.466[a]	32.750[ab]
SO_2(0.1) +NO_2(0.1) +HF(0.01)	16.050[a]	8.283[ab]	17.300[ab]	6.766[cd]	11.916[bcd]	9.533[b]	43.100[a]	24.583[bc]
NO_2 (0.1)	17.500[a]	9.100[ab]	22.200[a]	10.633[ab]	13.216[bc]	16.733[a]	52.916[a]	36.466[a]
SO_2(0.1) +NO_2(0.1)	14.000[ab]	6.950[b]	12.949bc	6.383[cd]	14.033[bc]	8.983[b]	40.983[a]	22.316[c]
SO_2(0.5) +NO_2(0.1)	10.133[b]	6.733[b]	10.966[c]	5.916[d]	5.933[d]	6.633[b]	27.033[a]	18.333[c]
SO_2 (0.5)	9.216[b]	10.816[a]	10.066[c]	12.550[a]	7.866[cd]	14.283[a]	27.150[b]	35.983[a]
IN In assimilation chamber	14.600[ab]	8.900[ab]	15.816[bc]	8.833[bcd]	17.783[ab]	13.950[a]	48.200[a]	33.016[ab]
Out assimilation chamber	12.750[ab]		16.783[b]		16.750[ab]		46.283[a]	

Table 6. The effect of the air pollutant fumigaton on the dry weight of the guava organs.

	Dry wt. (g/plant)			
	leaves	stems	fruits	shoots
SO_2 (0.1ppm)	92.425[a]	149.675[a]	664.2[ab]	906.3[ab]
SO_2(0.1) +NO_2(0.1) +HF(0.01)	103.875[a]	139.775[a]	444.0[b]	687.6[b]
NO_2 (0.1)	101.450[a]	167.225[a]	550.6[ab]	819.3[ab]
SO_2(0.1) +NO_2(0.1)	90.875[a]	118.525[a]	481.4[ab]	690.8[b]
SO_2(0.5) +NO_2(0.1)	70.000[a]	143.980[a]	509.3[ab]	643.5[b]
SO_2 (0.5)	90.150[a]	125.200[a]	321.3[b]	536.6[b]
control	92.974[a]	98.525[a]	907.1[a]	1098.6[a]

引用文獻

Elstner, E.F. 1982. Oxygen activation and oxygen toxicity. Ann. Rev. Plant Physiol. 23 : 73-95.

Heath, R.L. 1980. Initial events in injury to plants by air pollutants. Ann. Rev. Plant Physiol. 31 : 395-431

Landolt. W. and T.H. Keller. 1985. Uptake and effects of air pollutants on woody plants. Experientia. 41 : 301-310.

Len, M.C. 1991. Effects of sulfur dioxide on soybean and corn (in Chinese). M. S. Thesis. Instute of Plant Pathology, National Chung-Hsing University, Taichung , Taiwan. pp.124.

Pauls, K. P. and J.E. Thompson. 1984 Evidence for the accumulation of peroxidized lipids in membranes of senescing cotyledons. Plant physiol. 75 : 1152-1157.

Sun, E.J. and H.J Su. 1991. Studies on scorching of rice plants and trees on northwestern coastal areas of Taiwan I. Pathological evidences of salt spray inju ry to rice plants (in chinese). Plant Prot. Bull. 33 : 239-250.

Treshow, M. and F.K. Anderson. 1989. Plant stress from air pollution. John Willey & Sons, Singapore. pp. 283.

Winner, W.E., H.A. Mooney and R.A. Goldstein. 1989. Sulfur dioxiode and vegetation. Stanford University Press. pp.593.

農作物對二氧化硫之忍受性

Tolerance of Some Field Crops to Sulfur dioxide

蕭榮福[1]　謝式坤鈺[2]　呂明長[2]　高碩廷[2]　蕭淑芬[2]
John-Fu Shiau　Shih-Pan-Yu Hsieh　Ming-Chang Leu　Shih-Ting Kao　Shu-Fen Shiau

臺灣省政府農林廳水土保持局[1]、國立中興大學植物病理學研究所[2]

摘　要

本文敘述水稻、大豆和玉米對二氧化硫的忍受性，這三種作物處理以二氧化硫所表現病徵和傷害程度，受作物本身條件如品種和生長期、生長條件、處理時之環境因子、二氧化硫處理濃度與時間之影響。水稻葉片有褐色斑、白化斑、褐色及白色之混合斑和萎凋等病徵，褐色斑通常先在葉緣及葉尖出現，然後隨薰蒸時間而延葉脈向下擴大癒合成大病斑，這是水稻受二氧化硫傷害最常見之病徵。大豆處理高濃度二氧化硫（800 ppb 以上），會造成葉片漂白或水浸狀，部分品種（高雄選 10）會出現紅色斑駁，處理低於 800 ppb 病徵類似但程度較輕，處理時間增加均會加重受害程度，病斑擴大癒合，葉片捲曲、壞疽，葉脈仍呈綠色而提早落葉或黃化。玉米處理 800 ppb二氧化硫，新葉較早出現水浸狀及白色條斑病徵，先由葉尖並沿葉緣或葉脈間隙向下蔓延，處理時間增長則中下位葉亦會出現相同病徵而新葉則逐漸乾萎，玉米種植六週後處理二氧化硫會出現黃色斑點病徵，亦隨處理時間增長而逐漸擴大癒合，提早黃化。

測試151 水稻品種對二氧化硫（400、800 或 1600 ppb）之敏感性，發現品種間對二氧化硫之反應差異很大，有些敏感性品種在高濃度薰蒸後一天即出現褐色斑，而另一些品種則在 400 ppb下薰蒸三週後尙無明顯的外觀病徵，一般秈稻比梗稻敏感。初次測試在 400 ppb無病徵之品種共 48 種，重新測試仍有新竹 56 號、新竹 60 號、高雄 10 號、臺中 178 號、臺中 187 號、臺農 16 號、臺農 67 號、臺北 139 號、臺北 306 號及臺東 27號等十種無病徵。

測試大豆116 品種和玉米 1721 品系，結果如同水稻不同品種（系）對二氧化硫呈現不同敏感性，一般玉米較具耐性，大豆則較敏感。溫度越高大部分供試水稻品種受二氧化硫傷害也越大，但溫度對數種敏感的秈稻並不影響。大豆於高溫

(35℃)下較敏感，低溫(25℃)下則具耐性，但溫度對玉米之影響不大。水稻在遮去 86.6 % 光照下薰蒸，傷害顯著降低，在秈稻品種上較明顯。遮光並不影響大豆和玉米對二氧化硫之反應，僅敏感性品種（大豆Palmetto、玉米臺南5 號）稍受影響。水稻耐性品種台中糯 70 號在較高風速下被二氧化硫傷害較嚴重，敏感性品種台中糯 70 號則不受風速影響。大豆與水稻相反僅敏感性品種 Hybrid 2217 在較高風速下被二氧化硫傷害較嚴重，而耐性品種在兩風速下並沒有顯著差異。台中糯 70 號在相對濕度(RH) ≧70% 下比RH 低者受二氧化硫傷害有明顯增加，高雄秈2 號在不同 RH 下受二氧化硫傷害則無明顯差異。大豆不管是耐性或敏感品種在高RH 下，受傷害皆很嚴重，在低 RH下幾乎無病徵。

不同生育期處理二氧化硫三種作物表現類似生育期愈短愈敏感，二氧化碳濃度影響三種作物對二氧化硫之敏感性，在高二氧化碳濃度800 ppm 下，明顯減少被害度，不同量氮肥改變水稻敏感性，施用高氮肥可降低被害度。大豆缺氮及磷肥之易受傷害。土壤含水分少時，大豆受害較輕微，土壤水份潛勢低於-0.85 MPa 時幾乎沒有病徵。

ABSTRACT

This paper described the effect of sulfur dioxide on plants of soybean, corn and rice. The symptoms on leaves of soybean caused by high concentrations (more than 1 ppm) of sulfur dioxide generally induced bleaching or watersoaking. Various shapes of red mottlings might develop on varieties like Kaoshiung sel. 10, etc. At concentrations below 800 ppb soybean showed similar but relatively mild symptoms which became more serious after the extension of duration of treatment . As lesions enlarge, necrotic blotches appeared and leaves curl. However, the color of leaf veins usually remained unchanged. Eventually, these leaves turned yellow and fell prematurely.

The bleaching streaks and watersoaking symptoms of corn caused by sulfur dioxide appeared mostly at tips of unexpanded leaves and then extended downward to the margin and the intercostal areas. Similar symptoms appeared on expanded leaves on subsequent days of treatments. Finally, the unexpanded leaves became flaccid and desiccate. The tiny yellow spots might appear on old leaves of some corn varieties. These spots gradually coalesced and the leaves then turned yellow.

Various sizes of brownish spots, white blotches, mixed spots and wilting were ordinarily found on treated rice plants. Brownish spots usually began from leaf tips and leaf margins, spread downward between the leaf veins and coalesced into a large blotches after a long fumigation period. Brownish spots were the most frequently observed symptoms on rice plants. Under high sulfur dioxide concentration, brownish spots appeared a day after fumigation on some sensitive varieties.

Under concentration of 400 ppb, some varieties showed no visible symptoms even after three weeks of fumigation. Generally, indica varieties were more sensitive than japonica varieties.

Of the one hundred and fifty one rice varieties tested for their reactions to sulfur dioxide at 400, 800 or 1600 ppb in concentration, forty-eight varieties were tolerant and showed no visible symptoms after fumigation with 400 ppb sulfur dioxide at first trial. These varieties were retested during summer; and of these only 10 namely Hsinchu 56, Hsinchu 60, Kaohsiung 10, Taichung 178 , Taichung 187, Tainung 16, Tainung 67, Taipei 139, Taipei 306 and Taitung 27 showed no visible symptoms. One hundred and sixteen soybean varieties and 1721 corn lines were screened for tolerance to sulfur dioxide. There were a great deal of differences among varieties or lines.

Temperature affected the expression of symptoms, the higher the temperature, the more severe were the symptoms. However, in sensitive indica varieties the temperature effect was not evident . High temperature enhnaced sulfur dioxide damage to soybean. However, severity of corn by sulfur dioxide was not effected by temperature.

By shading 86.6% sunlight, the damages of sulfur dioxide on rice plants were reduced significantly. However, light densities did not affect the sensitivities of corn and soybean to sulfur dioxide significantly. At higher wind speed of 2.6 m/s, SO_2 induced significant high injury to some rice and corn varieties. Soybean injury caused by SO_2 was very severe at high relative humidity (RH) and almost no symptoms at low RH.

The growth stages of corn, soybean and rice plants were affected by their sensitivity to sulfur dioxide. In general, the young plants were more sensitive than mature plants.

Carbon dioxide affected the sensitivity of rice plants and soybean to sulfur dioxide, the degree of injury being reduced significantly when carbon dioxide levels were raised to 800 ppm. However, there were no significant differences in the extent of damage on corn when concentration of carbon dioxide in fumigation chamber was increased.

Nitrogen levels affected the severity in rice plants caused by sulfur dioxide. Damage was reduced significantly at high nitrogen level. Soil fertilization also affected the sensitivities of soybean to SO_2. Under nitrogen and phosphorus deficiency, soybean expressed high sensitivity to SO_2 damage. But when the amount of these fertilizers were increased, the degree of damage decreased proportionally. Soybean injury induced by SO_2 generally was greater at high soil water content than at low soil water content. Nearly no symptoms caused by SO_2 when soybean was grwon in soil with water potential lower than -0.85 MPa.

前　　言

近年來由於對環保之認知，人們不僅追求舒適的生活，更重視整個生活空間之品質，然而經濟與工業發達結果，工廠林立，在享受高度文明成果之餘，必需面對各種文明副產物－污染。

環境污染源的種類很多，空氣污染一詞，依工程師聯合協會(Engineers Joint Council) 定義(無名氏 1990) 是指存在大氣中之一種，或多種有害物質，如灰塵、煙霧、臭味或蒸氣，由於它們的過量和特異性狀，使人類、動物或財產受到傷害，生活舒適性受到干擾，而動植物更易因環境的改變而受到傷害，因其暴露在空氣污染物下毫無退避餘地。

在眾多的空氣污染源中，以硫化物所佔比率最高，而其中又以二氧化硫爲最。二氧化硫主要來源有火力發電廠燃煤及石油煉製、硫磺與硫酸之製造等，有些植物體本身亦會因分解而產生二氧化硫。二氧化硫不僅可直接傷害動植物，亦可間接地形成酸雨，而使影響層面更深廣。

台灣地狹人稠，許多農地與工廠比鄰並存，因而時有糾紛出現，本省水稻栽培面積最大，受害面積和損失也最嚴重。根據臺灣省環境保護局於民國六十八年至七十二年所作調查發現，水稻受害面積約佔總受害面積的百分之六十七，而硫氧化物約佔總受害面積的百分之三十三 (無名氏 1990)，因此若是工廠對廢氣處理不當，極易對附近之作物造成傷害。這些糾紛事件中，約有三分之一是因二氧化硫污染引起 (李和李 1984；鄭 1985)。另外近年政府推行稻田轉作政策，使得雜糧作物種植面積逐漸擴充，因而空氣污染傷害之糾紛時有所聞。由於空氣污染日趨嚴重，有關空氣污染與植物關係的研究漸多，但多偏重於少數品種和生理方面之研究，很少就同一作物不同品種（系）間的差異和栽培環境（氣象、土壤條件等）做較完整的探討。本文以水稻、大豆和玉米爲材料，探討不同品種（系）對二氧化硫之忍受性，以及各種環境因子影響二氧化硫對農作物之傷害，以期能提供診斷和育種的參考，有助於解決層出不窮的糾紛事件，減少因公害所引起之損失。

材料與方法

一、燻蒸室設計：

燻蒸設備爲利用透明密封之玻璃蓋成，大小(長×寬×高)爲2×2×2.5 公尺。燻蒸箱內四角落各裝置一小風扇（直徑12×12cm）以攪拌氣流，並裝置冷氣機一台及溫濕度計錄器(RATONA, Model R-704, SATO KEIRYOKI) 以控制箱內之溫度，同時預留數小孔以便氣體之進入及抽送氣體監測其濃度，並有一門可供放入供試植物。燻蒸箱共有七組，以供處理及對照同時進行。

二、燻蒸氣體的施用及控制：

1.二氧化硫：

裝有 5 % 二氧化硫及 95% 氮之鋼瓶(40 kg/cm^2, 三福化工) 經過氣壓調整器(2 kg/cm^3)、流量計而進入燻蒸箱中，藉冷氣機之風力及小型風扇將之吹散攪拌均勻。二氧化硫濃度之測定則經由一小型乾式抽氣馬達，將氣體由燻蒸箱中抽出，由二氧化硫氣體測定儀(Monitor Labs Model 8850 Fluorescent SO_2 Analyzer 或 CSI Model SA700 fluorescent SO_2 analyzer) 自動取樣連續記錄測定，並隨時調整流量計以使濃度穩定。二氧化硫測定儀每七天用校正儀 (Monitor Labs model 8850 Calibrator 或 VICI Model 110 Dynacalibrator)校正其準確性。

2.二氧化碳：

二氧化碳之施用及控制同二氧化硫一樣，其濃度測定則由二氧化碳氣體測定儀(CO_2 analyser SB-300, The Analytical Development Co.) 自動取樣測定。

三、材料各品種(系)之來源：

大豆 116品種（系）分別由農試所大豆研究室、台南農改場、花蓮農改場、高雄農改場提供。玉米1721品種(系)由農試所玉米研究室提供，水稻151品種由各農業改良場提供。

四、供試作物之準備：

將供試大豆和玉米直接分別播種於裝有混合有機肥料之壤土（壤土：有機肥約 20:1）的方型塑膠盆缽(長×寬×高為60×17×19cm)及圓型直徑 25 公分之塑膠盆缽中，待其發芽出土後，每隔十天施用一次複合肥料（台肥 5 號）每盆約 2 克。稻種用 2000 倍包您好（25 % 撲克拉乳劑）消毒 1 小時後，在 30℃ 之定溫箱中催芽，發芽後撒播於育苗盆中，約 20-30天後移植到方型塑膠盆缽。移植後 10 天施用尿素一次, 每盆 2 克，以後每 10-15 天追用尿素一次，每盆 3克。以上作物播種或移植後一週施用適量好年冬（3%加保扶粒劑）以防蟲害，以後每 10 天施用一次。

五、植株被害度調查及計算：

1.依被程度將病徵分為七級

0 級：無病徵

1 級：病斑佔葉面積 1/10 以下

2 級：病斑佔葉面積 1/10～1/5

3 級：病斑佔葉面積 1/5～1/3

4 級：病斑佔葉面積 1/3～1/2

5 級：病斑佔葉面積 1/2 以上

6 級：整個葉片佈滿病斑且呈萎凋捲曲狀

2.被害係數(Diseases Index)之計算：

$$被害係數(\%) = \frac{1級葉數 + 2級葉數 \times 2 + 3級葉數 \times 3 + 4級葉數 \times 4 + 5級葉數 \times 5 + 6級葉數 \times 6}{總葉數 \times 6} \times 100\ \%$$

3.依被害度分爲四種抗感性：

抗 (R) = 0 ～ 25 %

中抗(MR) = 25.1 ～ 50 %

中感(MS) = 50.1 ～ 75 %

感 (S) = 75.1 ～ 100 %

六、氣象因子對二氧化硫傷害作物之影響：

1.光照：

利用遮陰網裝置成長、寬、高分別爲 140 × 45 × 137 cm之遮光設備，用測光計測其遮光率，約可遮去光度 85～87%，利用此裝置進行光照對二氧化硫傷害之影響。

2.溫度：

利用冷氣機將燻蒸室內之溫度控制在35℃、30℃、25℃，在此三種溫度下處理二氧化硫以了解溫度對二氧化硫傷害之影響。

3.風速：

利用燻蒸室四角之小風扇及兩台直立式電風扇吹動，經三杯風速計(OTAKEIKI SEISAKOSHO) 測得兩種風速分別爲 2.6 m/s 及0.8 m/s，進行風速對二氧化硫傷害影響之研究。

4.相對濕度：

利用加濕計(HERRMIDIFIER) 控制燻蒸室內相對濕度在 RH ≧ 90%,RH ≧ 70%, RH ≧ 50% 及 RH ≧ 30%,在此四種相對濕度下處理二氧化硫，以了解相對濕度對二氧化硫傷害農作物之影響。

七、二氧化碳對二氧化硫傷害作物之影響：

處理二氧化硫之同時添加二氧化碳使其濃度爲 800、400 ppm 及對照組不添加等三種處理。

八、作物不同生育期對二氧化硫之敏感性：

每十天種植一批，俟其達不同生育期後，移入燻蒸室處理800 ppb 之二氧化硫。處理後調查記錄其病徵並計算其被害度。

九、土壤條件對二氧化硫傷害作物之影響：

1.氮、磷、鉀：

砂質壤土先陰乾，再依每 10 公斤土添加 N_2、P_2O_5、K_2O 各2 克之比率換算，分別添加尿素4.3 克，氯化鉀 5.3克，過磷酸石灰11.1克，做爲標準肥料，然後再將 N、P、K 分別依不同比率添加，（即2：1.5：1：0.5：0）配製成 13 種不同肥分之處理。而原土壤含有效性磷 (A.P) 82.1 ppm，交換性鉀 (Ex. K) 67.5 ppm，和全氮(T.N)0.1%。

2.土壤含水量：

將砂質壤土裝入內徑12.8公分，高11.5公分塑膠盆內，由盆底孔隙裝入日本鐘紡公司所開發之聚乙烯甲酯 (PVF：polyvinyl formal)板條，寬度切成2 公分，厚 0.3 公分，長度依需要裁定。每盆裝設兩條PVF，其中8 cm 之PVF埋在塑膠盆土壤中，盆底與儲水瓶瓶口間之 PVF (60, 45, 30, 15, 5 cm) 覆以鋁箔紙，剩餘的部分則浸在儲水瓶中。待PVF 吸水穩定後，測定土壤水分潛勢(鈴木等 1984；蔡 1991)。所測得土壤水分潛勢如下表一。

Table 1. The length of polyvinyl formal used in relation to soil water potential.

PVF(cm)	60	45	30	15	5
土壤MPa	-1.23 a	-0.85 b	-0.65 c	-0.58 c	-0.56 c

結　　果

一、病　徵

(1)水稻：

在葉片之病徵及嚴重性依品種之敏感性及薰蒸濃度而異。有褐色斑點、密生小褐色斑、白化斑、褐和白色之混合斑以及萎凋。褐色斑最先在葉緣及葉尖出現，後隨薰蒸時間而延葉脈向下擴大和癒合成大病斑，爲二氧化硫傷害最常見之病徵。但高雄秈2 號、嘉農秈選 8號等之成熟葉片在薰蒸後，會形成佈滿密生小褐色斑，隨著薰蒸時間而擴大，最後整葉呈褐色。而臺東 29 號、臺北139 號等品種先在中肋上出現褐斑，然後再向四周擴大，臺南秈 15 號及臺農秈 12 號等較敏感品種，在高濃度下會出現急性白色長條斑，如繼續處理會形成大褐白色混合壞疽斑，最後葉部分或全部萎凋。在低濃度 (400 ppb)薰蒸下除不出現急性病徵外，其它型之病徵在長時間薰蒸後也會出現，同樣的較耐性品種，除被害度較輕外病徵並無不同。

⑵大豆：

處理高濃度（800 ppb 以上）8 小時後即會造成葉脈間漂白，或嚴重水浸狀等病徵，漂白沿葉脈間逐漸擴大，除葉脈維持綠色外整葉漂白，而水浸狀病徵逐漸擴大，造成葉片捲曲、壞疽、枯乾或轉變成漂白病徵，並提早落葉。中低濃度（800 ppb 以下）處理8 小時後則部份葉片呈現漂白及水浸狀，繼續處理則葉片易黃化，有些品種葉脈間出現紅色斑駁（如高雄選 10 號），若處理時間加長，則呈現與高濃度處理類似的結果。

⑶玉米：

玉米處理800 ppb 後，新葉較容易受害，於葉尖出現水浸狀，並沿葉緣及葉脈間隙向下擴展，逐漸漂白，最後整個新葉變白並乾枯。中下位葉會呈現漂白及水浸狀病徵，由葉尖沿葉緣及葉脈間向下擴展，水浸狀逐漸漂白，但葉片並不乾枯。老葉受害較輕，最初只出現零散小黃斑，隨處理時間黃斑逐漸增多、擴大、並癒合而佈滿整葉片，最後出現壞疽病徵，這些葉片會提早黃化。

二、品種間對不同濃度二氧化硫之反應

⑴水稻：

本省育出的 138 種及13 種外來種，分四批分別薰蒸 400 、800或1600 ppb，處理結束的次日調查病徵級數。高濃度 (1600 ppb)下，敏感品種如高雄秈 2 號、台南秈15 號等，在第三天即出現明顯之長條形白化斑，最後出現萎凋現象，而耐性品種新竹 4 號、臺中 65號等則延數日才出現輕微之褐色斑，之後隨薰蒸時間而擴大、癒合成大褐色壞疽斑，所有的品種約在第五、六天才出現病徵。在 800 ppb薰蒸下，敏感品種如嘉農秈6 號等，約在第四天才出現褐色斑點，病徵隨之更嚴重。到處理結束時有些品種出現嚴重萎凋。

在 400 ppb 薰蒸下，敏感性品種如高雄秈 2 號在第七天葉片即佈滿小褐色斑點，隨著病徵陸續出現在其它品種上，但均不嚴重。處理結束時，一些耐性品種沒有病徵出現，而敏感品種葉片不會產生萎凋。

秈稻一般比梗稻敏感，病徵出現較早1 - 2 天，在低濃度下，秈稻和梗稻被害度之差異更明顯。第三、四批水稻在薰蒸時氣溫較低，病徵之表現時間延後，嚴重性也不如第一、二批處理之水稻。

在 400 ppb 薰蒸下而無病徵出現共 48個品種，重覆處理並延長處理至21天。結果嘉南 1 號、台南 2 號及台農 61 號等在第六天開始出現少數的褐色斑點，其中新竹 56 號、新竹 60 號、高雄 10 號、臺中178 號、臺中 1 87 號、臺農 16 號、臺農 67 號、臺北 139號、臺北 306 號及臺東 27 號直到處理結束時都沒有病徵出現。

⑵大豆：

大豆116 品種分成兩批處理，種植20天後，分別處理200、400、600 ppb，分別處理 11 天、8 天、4 天（每天 8 小時）後調查病徵並計算其被害度。經600 ppb處理者其

複葉有6.9%爲敏感品種，24.1%爲中感品種，25% 爲中耐品種，44% 爲耐性品種。經400ppb 處理，有 3.4% 中感品種，19.8% 爲中耐品種，76.7% 爲耐性品種。經 200ppb 處理後，僅 0.9% 爲中感品種，99.1% 爲耐性品種。大豆初級葉較複葉敏感易受傷害。高濃度二氧化硫對大豆造成的傷害遠比低濃度二氧化硫嚴重，並隨處理時間的增長，兩者傷害皆趨嚴重。品種間對二氧化硫有不同的忍受性，但因種植時間不同，亦會影響其對二氧化硫的感受性，通常夏作大豆較易受二氧化硫傷害，而秋冬作則較不易，受害較輕。其中 Palmetto, Dfootan, Huang-Pan-Tsu, Hybrid 2217, Harhisoy, YEA 21屬敏感品種，而Acadianex dcragen, Clay, Pelican, Sir-Banaoh-Yuki 則較屬耐性品種。

⑶玉米：

玉米 1721 品系，分四批篩選，種植 10 天後分別處理 800 ppb，各處理 5 天（每天 8 小時）後調查病徵，並分級計算其被害度。

結果有 0.5% 爲敏感品系，11.5% 爲中感品系，47.6% 爲中耐品系，40.3% 爲耐性品系。玉米在其品系間對二氧化硫雖有程度上的差異，但整體而言，玉米應屬較耐性的作物。其中 T 228-2, T 49-3,T 553-1, T 964-2, T 86 9-2, T 976, T 997-2, T 1900, T 1898, T1 719-2 較敏感，而 T 112, T 184-1 , T 734, T 762, T 1432-1, T1180-1、T 1767-1、T 1738-2 則較耐性。 至於五種推廣品系則以台南 5 號較具耐性。

三、影響二氧化硫對農作物傷害之因子

㈠溫度

⑴水稻：

二十不同耐性的品種，經800 ppb薰蒸，溫度分別爲33±1℃、30±1℃或25±1℃。在 33℃ 之中，第一天處理後即有 9 個品種（高雄秈 2 號、臺農 16 號、臺東 28 號、臺中秈 16 號、臺北306號、嘉南 3 號、臺南 5 號、臺農秈 20號及臺中糯70 號）出現褐色斑點的病徵。在 30℃ 中有 4 個品種（臺東 28號、臺農 67 號、臺中糯 70 號 及嘉南 5號）出現病徵，而 25 ℃第一天則無任何品種出現病徵。品種對三種不同溫度的被害度如表二所示。

被害度經統計分析發現，大部份之水稻品種（16個）在不同溫度下有顯著差異（25 ℃ 與 33 ℃），其中較耐性之粳稻幾乎均有差異，反而敏感性之高雄秈2 號及臺中秈 16 號等卻在三種溫度下無顯著差異，臺農 37 號則與其他品種相反，在 25℃ 下被害度較高。

Table 2. Effect of temperature on the severity of injury of rice plants by sulfur dioxide.[@]

Varieties	Average temperature (℃)		
	33	30	25
Cas 209	36.11a	27.27b	29.82b[@@]
Chianan 1	18.39a	9.42b	12.25ab
Chianan 3	23.23a	10.00b	10.77b
Chianan 5	21.33a	14.85ab	11.54b
IR 1545-339	58.93a	58.33a	56.67a
Kaohsiung Sen 2	64.80a	57.73a	61.27a
Kaohsiung Sen 7	63.35a	62.00a	44.60b
Taichung Glutinous 70	15.59a	7.41b	9.06b
Taichung Sen 5	47.92a	33.33b	42.71a
Taichung Sen 16	40.94a	47.80a	33.33a
Tainan 5	25.81a	14.07b	13.47b
Tainang 16	17.16a	4.56b	9.32b
Tainang 37	7.57b	2.34b	16.24a
Tainang 67	32.55a	14.08b	10.61b
Tainang Sen 20	74.68a	54.08b	42.35b
Taipei 139	26.55a	11.98b	10.54b
Taipei 306	27.38a	22.96a	11.49b
Taitung 25	19.31a	16.74ab	8.93b
Taitung 28	20.35a	6.25b	12.35ab
Taitung 29	27.25a	25.06a	23.69a

[@] Concentration of sulfur dioxide: 800 ppb, duration of treatment: May 9 -14，1990，6 hrs /day.

[@@] Degree of injury(%), each data was the mean value of two replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(2)大豆：

大豆五品種 (Palmetto, Hybrid 2217, Kaoshiung sel. 10, Acadi anex dcragen, Yellamela) 種植 32 天後分別在三種溫度下處理 800 ppb，處理四天後，調查病徵，並計算其被害度。

大豆於三種溫度下處理二氧化硫，不同處理間差異明顯。於高溫(35 ℃) 處理二氧化硫，病徵出現較早，病勢亦較嚴重。中低溫(30 、25℃) 則較輕微。五品種中以 Acadianex dcragen 較不受溫度影響（表三）。

Table 3. Effect of temperature on the sensitivity of soybean fumigated with SO_2 @.

Varieties	Temperature (℃)		
	25	30	35
Palmetto	4.01b	38.58a	49.63a @@
Hybrid 2217	3.77b	49.40ab	59.62a
Kaughiung sel.10	0.61b	28.96ab	38.15b
Acadianex dcragen	3.20a	7.68a	11.26a
Yellamel	4.38b	13.38ab	22.29a

@ Plants were treated 32 days after sowing for 4 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2.

@@ Degree of injury(%), each data was the mean value of eight replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(3)玉米：

玉米五品系(Tainan 5, Tainung 351, Honey Sweet 236, Tainansel. 10) 種植 10 天後分別在三種溫度下處理 800 ppb，處理五天後調查病徵，並計算其被害度。

玉米於三種溫度下處理二氧化硫，不同處理間差異不明顯。台南5 號 於低溫 (25℃) 下受害較嚴重 (低溫受害度為7.72%，高溫時為3.81% ），其它品系雖於低溫下病勢稍增加，但並不顯著 (表四) 。

由以上顯示溫度仍會影響農作物對二氧化硫之反應，但不同作物間可能有異。

㈡光照

(1)水稻：

在處理的六天中，薰蒸室中之平均光照為1701 Lux，無遮陰者第一天敏感性品種即出現病徵，其餘品種也隨薰蒸時間增加而陸續出現病徵，且病徵日益擴大。在遮陰架之敏感性品種高雄秈2 號，在第二天才出現少數的褐色斑點，但並不嚴重。有些品種甚至沒有病斑出現 (如台東 28 號) 。品種間之被害度如表五。

被害度經統計分析發現，共十品種有顯著差異，敏感性之秈稻品種對光照有顯著反應，其被害度可因光照降低而銳減，臺農秈 20 號之被害度甚至減少 90 % 以上。

Table 4. Effect of temperature on the sensitivity of corn fumigated with SO_2 [@].

Varieties	Temperature (℃)		
	25	30	35
Tainan 5	7.72a	5.28ab	3.81b [@ @]
Tainung 351	11.21a	9.70a	8.18a
Honey	2.45a	0.92a	3.23a
Sweet 236	2.88a	1.96a	1.74a
Tainan 10	6.97a	9.07a	5.74a

@ Plants were treated 10 days after sowing for 5 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2.

@ @ Degree of injury(%), each data was the mean value of eight replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

而有較耐性之粳稻品種品中，被害度的減少情形不一，有的無顯著差異，有的卻可以減少 80 % 以上。

Table 5. Effect of sunlight on the severity of injury of rice plants by sulfur dioxide[@].

Varieties	Degree of Injury	
	Unshading	Shading[@@]
Chianan 1	9.52a	2.86b[@@@]
Chianan 3	9.56a	1.92a
Chianan 5	14.70a	7.09a
IR 1545-339	37.04a	28.33a
Kaohsiung Sen 2	49.96a	24.23b
Kaohsiung Sen 7	33.79a	8.16b
Taichung Glutinous 70	11.18a	2.29b
Tainan 5	17.11a	7.38b
Tainung 16	7.50a	0.00b
Tainung 37	6.85a	7.38a
Tainung 67	13.89a	4.19b
Tainung Sen 20	44.02a	3.60b
Taipei 139	4.06a	2.64a
Taipei 306	14.41a	1.92b
Taitung 25	16.89a	5.84b
Taitung 28	13.83a	8.83a
Taitung 25	13.19a	8.66a

@ Concentration of sulfur dioxide: 800 ppb, duration of treatment: May 9 -14，1990，6 hrs/day.

@@ Average unshading sunlight: 1701 lux average shading sunlight: 228 lux.

@@@ Degree of injury(%), each data was the mean value of two replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(2)大豆：

大豆五品種（同溫度處理）種植30 天後處理 800 ppb ，處理八天後調查病徵，區分級數並計算其被害度。遮光與不遮光處理比較，大部分品種間並無差異，光照強弱影響二氧化硫危害程度並不大。僅敏感性品種(Palmetto) 於不遮光處理較嚴重 (10.59%)，遮光處理較輕 (3.74%)（表六）。

Table 6. Effect of light intensity on the sensitivity of soybean to sulfur dioxide @.

Varieties	Shading	Unshading
Palmetto	3.74b	10.59a @@
Hybrid 2217	7.33a	16.70a
Kaushiung sel. 10	1.64a	4.84a
Acadianex dcragen	1.07a	0.61a
Yellamel	2.10a	1.67a

@ Plants were treated 30 days after sowing for 8 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2.

@@ Degree of injury(%), each data was the mean value of four replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(3)玉米：

玉米五品系（同溫度處理）種植10 天後處理 800 ppb ，處理五天調查病徵，區分級數並計算其被害度。

遮光與不遮光處理比較，大部分品種間並無差異，光照強弱影響二氧化硫危害程度並不大。僅敏感性品系（台南5 號）於不遮光處理較嚴重 (9.94%) ，遮光處理較輕微 (3.18%)（表七）。

由上述可知光照影響水稻對二氧化硫之反應較大，而對大豆和玉米之影響並不明顯。

Table 7. Effect of light intensity on the sensitivity of corn to sulfur dioxdie @.

Varieties	Shading	Unshading
Tainan 5	3.81b	9.94a @@
Tainung 351	10.40a	17.02a
Honey	2.77a	3.79a
Sweet 236	5.94a	5.96a
Tainan 10	8.63a	15.15a

@ Plants were treated 10 days after sowing for 5 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2.

@@ Degree of injury(%), each data was the mean value of four replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

㈢風速

A.水稻

水稻兩品種 (Kaohsiung Sen 2, Taichung Glutinous 70) 種植45 天後於 80 年 11 月 9 日起處理 800 ppb 之二氧化硫，燻蒸室控制溫度爲30±2℃，相對濕度 50%≦RH≦70%，總日照128.34 cal/cm^2，風速0.8 m/s，處理6 天（每天8 小時）後調查病徵並計算被害度。

僅耐性品種（台中糯 70 號）在較高風速下被二氧化硫傷害較嚴重，敏感性品種台中糯 70 號在測試之兩風速下並沒有顯著差異（表八）。

Table 8. Effect of wind speed on the degree of injury of rice plants by sulfur dioxide.

Varieties	Wind speed (m/s)	
	2.6	0.8
Kaohsiung sen.2	48.78 a	40.94 a @
Taichung glutinous 70	18.79 a	10.53 b

@ Degree of injury(%). Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

B.大豆

大豆兩品種 (Hybrid 2217, Acadianex dcragen) 種植 60 天後於 81 年 2 月12 日起處理 800 ppb 之二氧化硫，燻蒸室控制溫度爲30±2℃，相對濕度 70%≦RH≦90%，總日照 82.8 cal/cm^2，風速0.8 m/s，處理6 天（每天6 小時）後調查病徵並計算被害度。

僅敏感性品種 Hybrid 2217在較高風速下被二氧化硫傷害較嚴重，而耐性品種在兩風速下並沒有顯著差異（表九）。

Table 9. Effect of wind speed on the degree of injury of soybean by sulfur dioxide.

Varieties	Wind speed (m/s)	
	2.6	0.8
Hybrid 2217	31.37 a	17.30 b @
Acadianex dcragen	2.13 a	1.73 a

@ Degree of injury(%), Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(四)相對濕度

A.水稻：

水稻兩品種 (Kaohsiung Sen 2, Taichung Glutinous 70) 種植55 天後於81年9 月21日起處理800 ppb 之二氧化硫，燻蒸室控制溫度爲30±2℃，四種相對濕度(87%, 70-87%, 50-70%, 30-50%)，總日照124.2 cal/cm^2，風速0. 8 m/s，處理5 天（每天6 小時）後調查病徵並計算被害度。

耐性品種（台中糯70號）在相對濕度RH≧70% 下比相對濕度低者受二氧化硫傷害有明顯增加，大約增加一倍，敏感品種高雄秈 2 號在不同相對濕度下受二氧化硫傷害則無明顯差異（表十）。

Table 10. Effect of relative humidity on the degree of injury of rice plants by sulfur dioxide.

Varieties	Relative humidity (%)			
	87	70-87	50-70	30-50
Kaohsiung sen. 2	42.95 a	48.50 a	45.31 a	43.95 a @
Taichung glutinous 10	13.69 b	17.33 a	7.40 c	7.76 c

@ Degree of injury(%), Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

B.大豆：

大豆兩品種(Hybrid 2217, Acadianex dcragen)種植30天後處理800 ppb之二氧化硫，燻蒸室控制溫度爲30±2℃ ，四種相對濕度(88%, 65- 85%, 50-70%, 20-40%)，總日照 124.2 cal/cm^2 ，風速0.8 m/s，處理3天後調查病徵並計算被害度。

不管是耐性或敏感品種在相對濕度較高下，受二氧化硫傷害皆較嚴重，其差別極大，兩品種在相對濕度 88% 下，其受害度超過60%，而在低相對濕度 20-40%下，敏感性品種受害度 5% 以下，耐性品種則沒有外觀病徵（表十一）。

Table 11. Effect of relative humidity on the degree of injury of soybean by sulfur dioxide.

品種	Relative humidity (%)			
	88	65-85	50-70	20-40
Hybrid 2217	84.00 a	30.47 b	11.23 c	3.98 c @
Acadianex dcragen	62.46 a	8.96 b	1.99 b	0.00 b

@ Degree of injury (%). Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05). Plants were treated for three days (6 hr/day) started from Octoder 2, 1992.

㈤二氧化碳

⑴水稻：

水稻5品種經一個月後定植，處理800 ppb二氧化硫和三種二氧化碳濃度；800，400，或195-360 ppm。共處理五天後調查被害度。薰蒸後第一天，臺農秈20號與高雄秈2號在各處理即有褐色斑塊出現，但以不另添加二氧化碳的病徵比較嚴重，經統計分析不另添加與添加至400 ppm者之間並無顯著差異，但與添加至800 ppm者之間有顯著差異，表示添加至800 ppm二氧化碳能夠減少受害程度，臺東29號、臺中糯70號及臺農37號三品種較明顯（表十二）。

⑵大豆：

大豆五品種種植31天處理四天後，調查病徵並計算其被害度。添加至800 ppm 二氧化碳會使所有品種之被害度降低，敏感性品種(Palmetto, Hybrid 2217)病徵至處理第三天才出現。添加至400 ppm二氧化碳則病勢稍微嚴重，敏感性品種其病徵於處理第一天即會出現。而不添加二氧化碳(280-340 ppm)處理則病勢相當嚴重，幾乎所有品種於處理第一天均出現病徵且隨處理時間加長而漸趨嚴重（表十三）。

Table 12. Effect of carbon dioxide on the severity of injury of rice plants by sulfur dioxide [@].

Varieties	Concentration of CO_2		
	800	400	195-360
Tainung Sen 20	32.937b	49.847a	49.894a [@ @]
Kaohsiung Sen 2	40.995b	46.816ab	53.482a
Taitung 29	3.122b	19.214a	26.567a
Taichung Glutinous 70	2.542b	16.190a	19.242a
Tainung 37	3.412b	15.553a	18.556a

[@] Concentration of sulfur dioxide: 800 ppb, duration of treatment: Apr. 17 - Apr. 21, 1991 8 hrs/day

[@ @] Degree of injury(%), each data was the mean value of four replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

Table 13. Effect of carbon dioxide on the degree of injury of soyabean fumigated with SO_2 [@].

Varieties	Concentration of CO_2 (ppm)		
	800	400	280-340
Palmetto	6.59c	16.60b	42.42a [@ @]
Hybrid 2217	15.47c	29.70b	51.10a
Kaoshiung Sel.10	2.12c	11.71b	28.31a
Acadianex dcragen	0.84b	4.73b	16.57a
Yellamel	0.70c	4.40b	13.56a

[@] Plants were treated 31 days after sowing for 4 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2 and different concentrations of CO_2.

[@ @] Degree of injury(%), each data was the mean value of eight replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(3)玉米：

玉米五品系種植21天後處理五天，結果這三種處理間並無顯著差異。顯示玉米對二氧化硫之反應並不因二氧化碳的添加而有明顯改變（表十四）。

由此可知二氧化碳濃度高低影響二氧化硫對植物之傷害因植物種類不同而異。

Table 14. Effect of carbon dioxide on the degree of injury of corn fumigated with SO_2 @.

Varieties	Concentration of CO_2 (ppm)		
	800	400	280-340
Tainan 5	5.18a	7.73a	8.42a @@
Tainung 351	5.75a	7.15a	4.51a
Honey	3.15a	5.26a	4.00a
Sweet 236	4.81a	3.58a	4.78a
Tainan 10	6.91a	6.43a	5.14a

@ Plants were treated 31 days after sowing for 4 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2 and different concentrations of CO_2.

@@ Degree of injury(%), each data was the mean value of four replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(六)生長期

(1)水稻：

五種水稻臺農秈20號、高雄秈2號（敏感性品種）、臺東29號（中感性品種）、臺中糯70號及臺農37號（耐性品種），栽培95日、85日、75日、65日、55日及45日後處理濃度800ppb 13天。處理後調查被害度。

結果列於表十五，其中65日齡期中之臺農秈20號及高雄秈2號，以及75日齡期之臺農秈20號，在薰蒸第二天即出現分佈中肋附近之褐色斑，而在第三天時，除95日齡期外，其餘5個齡期之臺農秈20號及高雄秈2號均產生了中肋褐斑。直至第四天時95日齡期的敏感性品種才出現少許褐色斑，病徵亦隨薰蒸時間而趨嚴重。

經統計分析後發現五個品種不論敏感性如何，齡期間對二氧化硫之反應均有顯著之差異。大部分品種在65日及45日齡期者受害最嚴重，而95日齡期者受害最輕微，一般而言，齡期越長其被害度越小，其中臺中糯70號及臺農37號之反應較明顯。高雄秈2號之表現則與其他四品種不同，齡期愈長，傷害反而較大。

Table 15. The sensitivity of rice plants at different growth stages to sulfur dioxide @.

Days after sowing	Varieties @@				
	Tnu S-20	Kh S-2	Tt-29	Tc G-70	Tnu-37
95	10.94d	56.79a	4.68c	3.27d	1.75e @@@
85	29.49bc	54.89ab	15.08b	7.02cd	3.07de
75	24.12c	49.16bc	12.41b	5.41d	6.48cd
65	35.14ab	52.64ab	23.32a	12.90b	11.80ab
55	25.46c	35.98d	16.40b	9.62bc	9.59bc
45	41.92a	44.55c	28.88a	16.94a	13.78a

@ Concentration of sulfur dioxide: 800 ppb, duration of treatment: Nov. 26 - Dec. 8，1990 6 hrs/day

@@ Tnu S-20 = Tainung Sen 20, Kh S-2 = Kaohsiung Sen 2, Tt-29 = Taitung 29, Tc G-70 = Taichung Glutinous 70, Tnu-37 = Tainung 37.

@@@ Degree of injury(%), each data was the mean value of eight replicates. Data in each column followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(2)大豆：

大豆三品種 (Palmetto, Kaoshiung sel.10, Hualen 2) 每隔10天種植一批，計四批（分別爲31、41、51、61天，四種生育期），處理濃度 800 ppb 九天後，調查病徵並計算其被害度。

生育期愈短的植株，病徵出現愈快愈敏感。種植 31 天後處理比種植 41、51、61 天後處理呈現較嚴重的傷害，同時亦發現較耐性品種（花蓮 2 號、高雄選10 號）其不同生育期所遭受的傷害遠比敏感性品種(Palmetto)低（表十六）。

Table 16. Effect of growth stages on the sensitivities of soybean to SO_2 [@].

Varieties	Days after sowing			
	31	41	51	61
Palmetto	23.88a	19.97a	10.82b	1.69c [@@]
Kaoshiung sel.10	15.36a	15.23a	15.43a	1.13b
Hualen 2	5.66b	19.29a	2.65b	0.47b

[@] Plants were treated for 10 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2.

[@@] Degree of injury(%), each data was the mean value of nine replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(3)玉米：

玉米五品系每隔 10 天種植一批，計五批（分別為 10, 20, 30,40, 50天，五種生育期），處理800 ppb 八天後，調查病徵並計算其被害度。

生育期愈短受二氧化硫傷害愈嚴重，且隨生育期之延長而傷害逐漸輕微。品系間僅台南5 號受害較輕微，顯現其較具耐性（表十七）。

Table 17. The growth stages of corn and its relation to the sensitivities to sulfur dioxide [@].

Varieties	Days after sowing				
	10	20	30	40	50
Tainan 5	59.42a	28.84b	13.78c	7.42c	8.23c [@@]
Tainung 351	82.20a	54.49b	40.26bc	25.69c	10.01d
Honey	61.64a	47.65ab	35.02bc	19.50cd	12.21d
Sweet 236	81.95a	53.31b	26.88c	14.70cd	7.40d
Tainan 10	70.41a	57.07ab	36.72bc	26.03cd	9.81d

[@] Plants were treated for 8 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2.

[@@] Degree of injury(%), each data was the mean value of four replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

(七)土壤條件

1.肥料

(1)水稻：

水稻只做不同氮肥量，定植盆中裝15公斤砂質壤土，移植一個月幼苗，一週後分別加入三種不同量之尿素：半量(3.23克)、標準量(6.45克)及二倍量(12.9克)。移植後天薰蒸800 ppb二氧化硫，薰蒸六天後觀察其病徵及調查被害度。

在添加了不同之氮肥後，三種處理之間病斑發生的開始日期與病徵型態並無差異，均在薰蒸第一天後即有敏感性品種如高雄秈2號在葉片上出現褐色斑點，其他品種在第二、三天中也陸續出現病徵。

根據表十八中統計分析後可看出，臺農秈20號、高雄秈2號與臺農37號三品種在高氮肥及低氮肥間有顯著差異，顯示高氮肥似可保護水稻，減輕二氧化硫對其之傷害。另外臺東29號與臺中糯70號之被害度在三種不同濃度氮肥間無顯著差異，顯示氮肥之濃度對其吸收二氧化硫之能力並無影響。

Table 18. Effect of nitrogen levels on the severity of injury of rice plants by sulfur dioxide @.

Varieties	Nitrogen levels (g)		
	3.23	6.45	12.90
Tainung Sen 20	47.133a	46.831a	39.172b @ @
Kaohsiung Sen 2	50.339a	48.507a	36.380b
Taitung 29	21.865a	28.691a	23.744a
Taichung Glutinous 70	11.740a	12.721a	9.489a
Tainung 37	16.416a	13.793b	7.462c

@ Concentration of sulfur dioxide: 800 ppb, duration of treatment: May 5 - May 10, 1991 8 hrs/day

@ @ Each data is mean value of four duplications. Data followed by the same letter for each row are not significantly different at P = 0.05 based on Duncan's new multiple range test.

(3)大豆：

大豆五品種（同溫度處理）種植於13種不同肥料比率之土壤，種植26天後，處理四天再調查病徵並計算其被害度。

A.不同比例之氮肥

在不同比例氮肥施用後，經二氧化硫處理，不添加氮肥組在處理第一天即受到嚴重之傷害，大部分葉片均已達4 級以上之受害度，而處理至第四天後，幾乎完全達到6 級之受害度。不同品種間在處理過程中，以敏感性品種(P almetto, Hybrid 2217) 病徵出現較早，病勢亦較嚴重。各不同比例氮肥添加處理，不添加氮肥組與其它氮肥量組有明顯差異（表十九）。

B.不同比例之磷肥

僅敏感性品種(Hybrid 2217) 隨著磷肥添加比例之降低而受害度增高，其餘品種在不同比例磷肥施用後，並無明顯差異。在處理過程中，直到第二天敏感性品種才出現病徵，耐性品種則至處理結束仍無病徵出現（表二十）。

C.不同比例之鉀肥

各處理間並無明顯差異，僅敏感性品種(Palmetto, Hybrid 2217)被害度稍高。而耐性品種(Acadianex dcragen, Yellamela) 直至處理結束仍無病徵出現（表二十一）。

Table 19. Sensitivity of soybean grown in soil with different levels of nitrogen to sulfur dioxide @.

Ratio of N : P : K (g/10kg)	Varieties @@@				
	PMT	H 2217	KHS 10	AD	YLML
2 : 1 : 1	5.56b	0.00b	6.82b	0.00b	0.00b @@
1.5 : 1 : 1	12.78b	13.10b	6.77b	0.00b	0.00b
1 : 1 : 1	13.41b	12.08b	6.74b	0.00b	0.09b
0.5 : 1 : 1	16.92b	7.71b	4.70b	4.27b	1.39b
0 : 1 : 1	80.69a	83.49a	73.12a	69.79a	42.43a

@ Plants were treated 26 days after sowing for 4 days (8 hrs/day) with 800 ppb SO_2.

@@ Degree of injury (%), each data was the mean value of tow replicates. Data in each column followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

@@@ PMT=Palmetto , H 2217=Hybrid 2217, KHS=Kaoshiung sel.10, AD=Acadianex dcragen, YLML=Yellamel.

Table 20. Sensitivity of soybean grown in soil with different levels of phosphous to sulfur dioxide@.

Ratio of N : P : K (g/10kg)	Varieties @@@				
	PMT	H 2217	KHS 10	AD	YLML
1 : 2 : 1	5.92a	4.36b	3.64a	0.00a	0.71a @@
1 :1.5: 1	2.38a	1.19b	5.58a	0.00a	0.00a
1 : 1 : 1	13.41a	12.08ab	6.74a	0.00a	0.09a
1 :0.5: 1	4.13a	14.04ab	1.62a	0.00a	0.00a
1 : 0 : 1	6.53a	27.38a	6.57a	0.00a	0.00a

@, @@, @@@ are the same as table 9.

Table 21. Sensitivity of soybean grown in soil with different levels of potassium to sulfur dioxide@.

Ratio of N : P : K (g/10kg)	Varieties @@@				
	PMT	H 2217	KHS 10	AD	YLML
1 : 1 : 2	12.76a	4.83a	2.55a	0.00a	0.00a @@
1 : 1 :1.5	10.19a	17.82a	4.88a	0.00a	1.04a
1 : 1 : 1	13.41a	12.08a	6.74a	0.00a	0.09a
1 : 1 :0.5	8.93a	14.47a	15.09a	0.00a	0.00a
1 : 1 : 0	0.20a	7.31a	1.77a	0.00a	0.00a

@, @@, @@@ are the same as table 9.

2.土壤水份潛勢

大豆兩品種 (Hybrid 2217, Acadianex dcragen) 種植30天後處理800 ppb 之二氧化硫，燻蒸室控制溫度爲30±2℃ ，相對濕度50%≦RH≦70% ，總日照 124.2 cal/cm^2 ，風速 0.8 m/s，處理7 天後調查病徵並計算被害度。

在土壤含水分少時，大豆受害較輕微，土壤水份潛勢低於 -0.85 MPa 時幾乎沒有病徵出現，而土壤水份潛勢超過-0.56 MPa 時受害嚴重， Hybrid 22 17 受害度約 80% 。耐性品種 Acadianex dcragen在土壤水份潛勢 -1.23 MPa 時沒有病徵，而在 -0.56 時受害度高達12.75%（表二十二）。

Table 22. Effect of soil water potential on the severity of injury of soybean by sulfur dioxide.

Varieties	Soil water potential (MPa)				
	-1.23	-0.85	-0.65	-0.58	-0.56
Hybrid 2217	0.32 c	0.67 c	13.85 bc	24.83 b	79.33 a @
Acadianex dcragen	0.00 b	1.67 b	1.88 b	3.00 b	12.75 a

@ Degree of injury (%), each data was the mean value of four replicates. Data in each row followed by the same letter are not significantly different according to Duncan's multiple range test (P=0.05).

討 論

農作物和其它植物一樣對二氧化硫之容忍性差異頗大，水稻、玉米和大豆三者大豆最敏感，玉米和水稻較有容忍性(李和李 1984；無名氏 1990； Anon. 1978)。即使是同一作物，因品種（系）不同，對二氧化硫之容忍性及反應亦有所差異(林 1982； Biggs and Davis 1980；Bressen *et al.* 1978； Sandhu and Gupta 1989； Shertz *et al.* 1980；Smith and Davis 1978)。而且不論二氧化硫濃度高低，長期二氧化硫燻蒸，都會使植物受更嚴重的傷害(游 1983； Anon. 1978)。二氧化硫侵入葉片後會形成硫酸鹽類及亞硫酸 ($SO_3^{=}$)，亞硫酸還原能力很强，毒性較高，植株受害較輕時葉片會有部分白化及棕色並易黃化之病徵，而傷害嚴重時會造成葉片白化，暗綠色水浸狀病徵或壞疽現象，水浸狀逐漸轉爲漂白，最後產生離層造成葉片掉落(Anon. 1978)。本文依葉面受二氧化硫造成傷害的面積，區分不同受害程度，來判斷其敏感性，從水稻151個品種、大豆 116 個品種及玉米 172i 個品系，分別測試其受害程度。大豆較敏感品種，於處理高濃度二氧化硫(800 ppb 以上)後第一天（8 小時）即會出現水浸狀及漂白病徵

，處理低濃度(800 ppb以下）則需數天才會出現病徵，且均會隨處理時間增長而漸趨嚴重，漂白病斑逐漸癒合擴大，而只剩葉脈仍呈綠色，葉片並會捲曲萎縮，最後乾枯掉落，水浸狀病斑亦逐漸擴大，轉變爲漂白病徵或乾枯捲曲，最後掉落。玉米處理800 ppb 二氧化硫，較敏感品系處理第一天便會於葉尖出現漂白病徵，通常新葉會出現水浸狀長條病斑，並沿葉緣逐漸向下擴展，中感品系於處理第三天亦會出現病斑，極耐抗性品系則於處理過程中幾乎無病徵出現，病斑隨處理時間而逐漸擴大癒合向下蔓延，最後葉片逐漸枯乾，玉米株齡較大時其葉片會出現黃色斑點，斑點並會癒合而佈滿整個葉片，但不會如漂白病徵會導至葉片乾枯。

而測試之水稻 151品種間的被害度差異也很大，病徵型態多樣化，有萎凋、急性的白色透化斑、嚴重的褐色癒合斑、密生小褐斑、褐色斑及黃化等不同之表現。而在低濃度 (400 ppb)處理下，有些品種不出現病徵。可見植物對二氧化硫之反應如同對病原菌一樣，有很大之差別。最後一批水稻處理時，因爲已到冬季低溫之故，使病徵的表現沒有前面三批嚴重。秈稻品種對二氧化硫之敏感性普遍比稉稻高，其原因爲何，有待進一步探討。有些稉稻品種，如臺東 29 號，其親本具有秈稻之基因 (無名氏 1987)，故其表現呈中度敏感性，這或許可以解釋爲何有些稉稻品種也會有較嚴重的被害度出現之現象。

就整體言，水稻和玉米爲較耐性作物，大豆則爲敏感性作物。玉米與大豆受二氧化硫傷害後之病徵是否可作爲診斷之依據？由於漂白病徵在其它生物寄生性病害與生理性病害很少見到，似乎可以依此作爲判斷依據，但由於田間空氣污染源的種類很多，其相互間的作用並不清楚，是否有其它效應出現，無法斷言。若像玉米有黃色斑點則很難去判斷引起之原因，且謝氏 (1988) 指出風害於玉米所造成之病徵跟空氣污染物所造成之症狀極易混淆不清，故病徵可以作爲診斷的輔助工具，卻無法依病徵做爲唯一判斷依據。

游氏 (1983) 發現大豆受二氧化硫傷害，以夏作受害反應最快，春作次之，冬作則影響較慢。本研究發現夏季處理水稻和大豆傷害較嚴重，秋冬則較輕，但病徵形態並無差別。玉米於不同季節處理並無明顯差異。游氏認爲是因夏季高溫之影響，但在本實驗整年處理二氧化硫過程中均維持於 28～32℃ ，溫差應不是影響因子，而可能於不同時期播種，於夏季生長勢强，植物組織較鬆散而導致較敏感，而冬季生長勢較緩組織較密緻而較具耐性，亦可能由於不同季節光照强度有很大差異。

植物不同生育期或不同部位對二氧化硫呈現不同敏感性，Berry (1974)發現松樹幼苗8～10星期大，對二氧化硫最敏感，Grunwald (1981)則認爲大豆成熟的葉片較敏感，Olszyk 和 Tibbites (1982) 發現豆類未展開的葉片較具耐性，Smith 和 Davis (1977) 指出蘇格蘭松以子葉最耐二氧化硫，Sekiya等(1982)則發現胡瓜幼葉比成熟葉具耐性。本研究經以水稻、大豆和玉米於種植後不同之生育天數處理二氧化硫，發現不管是耐性或感性品種，均以幼苗最敏感，且隨生育天數增加而受害漸減，顯然這三種作物其生育齡期愈大愈有耐性。

光照强度是否會影響植物對二氧化硫之反應？一般認爲二氧化硫進入植物體內主要是經由氣孔(Elkiey and Ormrod 1979； Heck and Dunning 1978；Mclaughlin and Taylor 1981； Rist and Davis 1979； Rosen *et al.* 1978)，氣孔開閉程度會影響氣體進入之速率，氣孔開啓大時，二氧化硫進入速率快，植物易受傷害，開啓小時，二氧化硫進入速率慢，植物受傷害較小。

光照强度會影響氣孔開閉，光照强時氣孔開啓，光照弱時氣孔閉合，使植株對二氧化硫呈現不同敏感性，但因植物種類不同其反應亦異，例如馬鈴薯氣孔是於夜間才開啓，故晚上受二氧化硫傷害較嚴重。另一方面Majernik和Mansfield認爲在光照下，SO_2使氣孔不正常開啓，使組織與二氧化硫接觸時間增加，同時造成水分逆境，使植物嚴重受害 (Majernik and Mansfield 1970)。本實驗顯示秈稻被害程度有顯著降低，秈稻對光照具有較高之敏感性，遮蔭使氣孔開度減少而使傷害率降低。而粳稻品種間呈現的不同反應，可能是品種間對光照反應不同所致。但在遮光下大豆和玉米之傷害並無顯著減少，僅敏感性品種會有些微病勢減輕傾向。

溫度是影響光合作用的重要因子之一，尤其在强光之下，對二氧化碳固定反應系統的能力及光合速率方面的影響更是顯著 (林 1984)。由於二氧化硫經由氣孔而進入植物體中，因此凡能影響光合作用中氣孔運動的因子，均會影響二氧化硫之吸收。在一定溫度範圍內，光合速率隨溫度的上升而增加，超過此範圍光合作用速率反而降低 (林 1984)。

溫度亦會影響植物對二氧化硫之反應，高溫下植物易受二氧化硫傷害 (Heck and Dunning 1978；Rist and Davis 1979)，低溫下二氧化硫傷害較低 (Anon 1978)，但通常 18～40℃間溫度差異並不影響植物對二氧化硫之反應。而本研究發現，水稻在高溫(32℃)與低溫 (25℃)薰蒸後之被害度間有顯著之差異，在高溫下受傷害較大，大豆於高溫(35℃)下易受傷害，低溫(25℃)受傷害較小，但大部份大豆品種於此三種溫度下受二氧化硫傷害並無顯著差異。同樣地玉米於處理的不同溫度下也無明顯差別。由此結果顯示，水稻對二氧化硫之反應受溫度影響，而大豆和玉米則影響不大，可能本試驗之溫差範圍不夠大。

風速高時會造成二氧化硫較之傷害，如黑麥草在高風速(25 m/min)所造成葉面積、乾重的減少比低風速(10 m/min) 大，蕃茄和胡瓜在高風速下傷害嚴重 (Ashenden and Mansfield 1977； Brennan and Leone 1968)，本研究得到類似結果，大豆與水稻一些品種在高風速下受二氧化硫之傷害較嚴重。

大氣中存在著各種不同的氣體，這些氣體（如O_3，NO_2）互相間可能有不同作用（如協力、加成、拮抗作用），而影響植物對二氧化硫之反應 (Anderson *et al.* 1988；Ashenden and Mansfield 1978；Beckerson and Hofstra 1979, 1980；Beckerson *et al.* 1979；Heagle *et al.* 1974)。二氧化碳是光合作用之原料，其濃度與光合作用有絕對關係，理論上濃度高時植物光合作用强，氣孔開啓大吸收二氧化碳速率較高，二氧化硫進入植物體應較容易，植物較易受傷害。但經使用不同濃度二氧化碳添加於二氧化硫中，處理水稻、大豆與玉米，卻發現二氧化碳濃度添加到 800 ppm 時，這些作物受傷害反而有明顯降低，這似乎與一般的觀念相衝突。Bennett 和 Hill (1973)認爲 $SO_3^=$ 會與CO_2 競爭 Ribulose-1, 5-diphosphate carboxylase 上之作用點，使光合作用受抑制，但當二氧化碳濃度增高時，$SO_3^=$ 取代 CO_2 會變得困難，而減少 $SO_3^=$ 之傷害。

氮素爲植物體內最重要有機成分，缺氮時葉片呈現淡綠色，老葉提早變黃及乾枯或脫落，生長延緩，但過量氮肥易使細胞形大而壁薄，對不良氣候及病蟲害之抗性減弱，氮肥會影響植物吸收二氧化硫，Will and Skelly在White Pine 施用25-9-9 之肥料，可減輕空氣污染物引起之新葉黃化 (Will and Skelley 1974)。李和李指出氮充足時，可減少二氧化硫對植物之傷害

(李和李 1985)。本研究得到類似結果，水稻在高氮肥下比在低氮肥之被害度有顯著降低，而在不同比例N、P、K 土壤種植大豆後處理二氧化硫，則以不施用氮肥者受傷害最嚴重，部分品種於缺磷肥時也較容易受傷害，其它處理則無明顯差異。這可能氮肥會中和葉片內二氧化硫所造成之酸性，或是與二氧化硫結合使其形成無毒之型態（如硫酸銨等），而降低對作物之傷害 (李和李 1985)。另一方面由於氮是構成氨基酸及蛋白質的主要成分，亦是形成酵素之重要物質，當缺乏時一些能分解二氧化硫毒性的酵素合成速率較慢，所以當遭受二氧化硫毒害時，受害較嚴重。而磷爲細胞膜重要成分，缺乏時細胞膜可能較不健全，易受二氧化硫之傷害。

Heagle等 (1973, 1979) 認爲採用人工環境所設計之燻蒸室，應用於植物處理二氧化硫，可能會對植物造成很大的逆境(stress)，其結果往往比田間自然環境下嚴重，因需牽涉到風速，溫濕度，光照等因子，常使得問題更趨複雜，因此其認爲實驗室之研究只能列爲參考，不能據此而評估田間情形。有關二氧化硫方面的研究很多，但常有不同的結果出現，追究其原因，不外是作物、品種、濃度、環境因子等不同所影響，不過燻蒸室設計不同也可能是原因之一。本研究所設計之玻璃燻蒸室，日照完全來自日光，溫度和相對溫度可以控制，因此和自然界應沒有很大差別，應可以代表實際田間發生之狀況。

由以上可以了解不同植物對二氧化硫有不同敏感性，即使是同一作物因品種（系）不同亦有很大的差異。植物生育期不同或植株不同部位對二氧化硫亦有不同敏感性。環境因子也會影響植物對二氧化硫之反應。我們不能單單用病徵來判斷是否由二氧化硫所引起之傷害。由本研究測出之耐性品種可以推薦給農地位於工廠附近的農民，以減少損失，也能提供做爲育成新品種的親本，希望將來能育出一些既耐污染、且淨化能力很強及高產量的品種，推廣至田間，以減輕因爲公害而引起的損失及減少公害糾紛。

誌謝：本研究承台灣省政府農林廳及行政院農委會資助研究經費。

引用文獻

李國欽　李貽華. 1984. 空氣污染爲害植物之診斷. 台灣植物保護中心印行.

李貽華　李國欽.　1985.　空氣污染對農作物之影響. I. SO_2 之影響. 科學農業 33(1-2):60-67.

林安秋.　1984. 作物之光合作用. p. 211. 臺灣商務印書館.

林國銓. 1982. 二氧化硫對七種樹種葉部之可見爲害. 臺灣省林業試驗所試驗報告第 379 號.

游碧堉. 1983. 大豆葉片受二氧化硫危害後在形態上之變化. 植保會刊 25: 99-107.

無名氏. 1987. 臺灣稻作品種圖誌. p. 339. 行政院農業委員會、臺灣省政府農林廳、亞太糧食肥料技術中心編印.

無名氏. 1990. 公害處理手冊. p.470. 台灣省政府農林廳編印.

鈴木義彥　鄭 肯鎬　小田雅行　志村 清. 1984. 底面給水による野菜の鉢育法. 野菜試驗場報告 A.12:155-166.

鄭安靜. 1985. 二氧化硫對作物之影響及其機制. 科學農業 33 :77-83.

蔡智賢. 1991. 數種作物對水分之反應性. 國立中興大學博士論文.

謝慶芳. 1988. 指標作物監測空氣污染試驗. 台灣省台中區農業改良場特刊第 11 號.

Anderson, R. L., H. D. Brown, B. L. Chevone, and T. C. McCartney. 1988. Occurrence of air pollution symptoms (needle tipe necrosis and chlorotic mottling) on eastern white pine in the southern Appalachian Mountains. Plant Disease 72:130-132.

Anon. 1978. Diagnosing vegetation injury caused by air pollution. U. S. Environoment Protection Agency. Applied Science Associated, Inc.

Ashenden, T. W.,and Mansfield, T. A. 1977. Influence of wind speed on the sensitivity of ryegrass to SO_2. J. Exper. Bot. 28: 729-735.

Ashenden, T. W. and T. A. Mansfield. 1978. Extreme pollution sensitivity of grasses when SO_2 and NO_2 are present in the atmosphere together. Nature 273:142-143.

Beckerson, D. W. and G. Hofstra. 1979. Effect of sulphur dioxide and ozone singly or in combination on leaf chlorophyll, RNA, and protein in white bean. Can. J. Bot. 57:1940-1945.

Beckerson, D. W. and G. Hofstra. 1980. Effects of sulphur dioxide and ozone, singly or in combination, on membrane permeability. Can. J. Bot. 58:451-457.

Beckerson, D. W., G. Hofstra and R. Wukasch. 1979. The relative sensitivities of 33 bean cultivars to ozone and sulfur dioxide singly or in combination in controlled exposures and to oxidants in the field. Plant Dis. Reptr. 63:478-482.

Bennett, J. H. and A. C. Hill. 1973. Inhibition of apparent photosynthesis by air pollutants. J. Environ. Qual. 2:526-530.

Berry, C. R. 1974. Age of pine seedlings with primary needles affects sensitivity to ozone and sulfur dioxide. Phytopathology 64:207-209.

Biggs, A. R. and D. D. Davis. 1980. Stomatal response of three birch species exposed to varying acute doses of SO_2. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 105:514-516.

Brennan, E. and I. A. Leone. 1968. The response of plant to sulfur dioxide or ozone-polluted air supplied at varying flow rates. Phytopathology 58:1661-1664.

Bressan, R. A., G. Wilson and P. Filner. 1978. Mechanisms of resistance to sulfur dioxide in the Cucurbitaceae. Plant Physiol. 61:761-767.

Elkiey, T. and D. P. Ormrod. 1979. Leaf diffusion resistance responses of three petunia cultivars to ozone and/or sulfur dioxide. J. Air Pollut. Control Association 29:622-625.

Grunwald, C. 1981. Foliar fatty acids and sterols of soybean field fumigated with SO_2. Plant Physiol. 68:868-871.

Heagle, A. S., D. E. Body and W. W. Heck. 1973. An open-top field chamber to assess the impact of air pollution on plants. J. Environ. Qual. 2:365-368.

Heagle, A. S., D. E. Body and G. E. Neely. 1974. Injury and yield responses of chronic doses of

ozone and sulfur dioxide in the field. Phytopathology 64:132-136.

Heagle, A. S., R. B. Philbeck, H. H. Rogers and M. B. Letchworth. 1979. Dispensing and monitoring ozone in open-top field chambers for plant-effects studies. Phytopathology 69:15-20.

Heck, W. W. and J. A. Dunning. 1978. Response of oats to sulfur dioxide: interactions of growth temperature with exposure temperature or humidity. J. Air Pollut. Control Association 28:241-246.

Majernik, O. and T. A. Mansfield. 1970. Direct effect of SO_2 pollution on the degree of opening of stomata. Nature 227:277-278.

Mclaughlin, S. B. and G. E. Taylor. 1981. Relative humidity: Important modifier of pollutant uptake by plants. Science 211:167-168.

Olszyk, D. M. and T. W. Tibbites. 1982. Evaluation of injury to expanded and expanding leaves of peas exposed to sulfur dioxide and ozone. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 107:266-271.

Rist, D. L. and D. D. Davis. 1979. The influence of exposure temperature and relative humidity on the response of pinto bean foliage to sulfur dioxide. Phytopathology 69:231-235.

Rosen, P. M., R. C. Musselman and W. J. Kender. 1978. Relationship of stomatal resistance to sulfur dioxide and ozone injury in grapevines. Scientia Hortic. 8:137-142.

Sandhu, R. and G. Gupta. 1989. Effects of nitrogen dioxide on growth and yield of black turtle bean (*Phaseolus vulgaris* L.) cv. 'Domino'. Environ. Pollut. 59:337-344.

Sekiya, J., L. G. Wilson and P. Filner. 1982. Resistance to injury by sulfur dioxide. Plant Physiol. 70:437-441.

Shertz, O. D., W. J. Kender and R. C. Musselmn. 1980. Effects of ozone and sulfur dioxide on grapevines. Scientia Hortic. 13:37-45.

Shimazaki, K., T. Sakaki, N. Kondo and K. Sugahara. 1980. Active oxygen participation in chlorophyll destruction and lipid peroxidation in SO_2-fumigated leaves of spinach. Plant & Cell Physiol. 21:1193-1204.

Smith, H. J. and D. D. Davis. 1977. The influence of needle age on sensitivity of scotch pine to acute doses of SO_2. Plant Dis.Reptr. 61:870-874.

Smith, H. J. and D. D. Davis. 1978. Susceptibility of conifer cotyledons and primary needles to acute doses of SO_2. Hort. Science. 13:703-704.

Will, J. B. and J. M. Skelly. 1974. The use of fertilizers to alleviate air pollution damage to white pine (*Pinus strobus*) Christmas trees. Plant Dis. Reptr. 58:150-154.

臺灣地區過氧硝酸乙醯酯污染物對萵苣之影響

Effects of Peroxyacetyl Nitrate on Lettuce Plants in Taiwan

孫岩章

En-Jang Sun

國立台灣大學植物病蟲害學系

Department of Plant Pathology and Entomology,
National Taiwan University Taipei, Taiwan, R.O.C.

摘　要

台灣地區自1989年起已有本地種劍葉萵苣(*Lactuca sativa* L. cv. Sword Leaf)及圓葉萵苣(*L. sativa* L. cv. Round Leaf)不斷出現類似過氧硝酸乙醯酯(Peroxyacetyl nitrate ,簡稱PAN)造成的下表面亮銅化(Bronzing)及銀白化(Silvering)病徵。經調查受害品種尚有盤萵苣(*L. sativa* L. cv. Pan Leaf)等。植物受害典型病徵一般在數小時或一天內開始呈現，且其分佈依不同葉齡及組織成熟度而呈特殊橫帶狀分佈致使幼葉之葉尖，剛成熟的上半葉，及已成熟的下半葉出現較多病徵。此些特殊病徵及其分佈特性經以人工產製之PAN氣體在光線充足的連續攪拌薰氣箱(Continuously stirred tank Reactor)內對各種萵苣薰氣，結果皆能證實係因PAN所引起，而利用臭氧進行相同的處理則不能產生相同的病徵與病情。人工薰氣試驗亦能測出五種萵苣的敏感度大小分別是劍葉萵苣＞圓葉萵苣＞盤萵苣＞嫩莖萵苣＞皺葉萵苣，此與天然受害所見之敏感度十分一致。進一步以氣相層析儀配合電子捕捉檢知器測定大氣中之PAN濃度，並以氮氧化物分析儀加以校正，吾人可知台北市在台灣大學附近之 PAN 濃度最高可達27 ppb

---

1. 本研究部份承蒙行政院國科會之補助，計畫編號為NSC-79-0421-b002-19Z。另部份承財團法人中正農業科技社會公益基金會之贊助，謹此深謝。

2. 本文於1993年 3月18日發表於「台灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會」，並為論文集之一部份。

而其發生皆在晴天風小、空氣污濁之時，而在降雨日、陰天、風大之日皆不存在，污染日中PAN之高峰出現在每日中午時分，例如1992年6月共有6日污染較重，其中有3日造成劍葉萵苣的受害。劍葉萵苣及圓葉萵苣經證實可供做PAN污染之田間指標植物，利用此些指標植物不惟可供研判PAN發生為害頻率，亦可提供了解PAN眞正的為害面積範圍。利用此些技術可證明目前在台北盆地約500平方公里，台中、彰化、南投約400平方公里及高雄、屏東約1,200平方公里的地區，皆屬目前PAN的為害區。相信目前三大地區的受害情況實與美國洛杉磯地區不相上下，而其原因可能與國內機車太多有關，欲求PAN之防制，自然也需環保署及國人的充分努力與配合。

關鍵詞：過氧硝酸乙醯酯，萵苣，光學煙霧；指標植物

ABSTRACT

Bronzing and silvering on lower leaf surfaces of Sword-leaved lettuce (*Lactuca sativa* L. cv. Sword Leaf) and Round-leaved lettuce (*L. sativa* L. cv. Round Leaf) were first found in Taipei area in 1989. Later these peroxyacetyl nitrate (PAN)-type symptoms were also found in Taichung and Kaohsiung areas and on more lettuce cultivars, such as Pan-leaved lettuce. Usually the typical symptoms developed within one day after a heavily polluted sunny day with still wind. They were restricted to the tip portion of young leaf, midsection portion of newly developed leaf, and sometimes to the base portion of mature leaf. Same symptoms and similar distribution type can be simulated from a fumigation test with lettuce plants using man-made peroxyacetyl nitrate at phytotoxic concentrations in continuously stirred tank reactors (CSTRs) in greenhouse. While these symptoms were completely different to those exhibited in an ozone fumigation test using the same experimental device. Results from fumigation test also showed that among five cultivars or varieties of lettuce, the sensitivity to PAN was Sword Leaf > Round Leaf > Pan Leaf > Celtuce > Crisp Leaf. The similar order can also be figured out after a heavily polluted day in the greenhouse having these cultivars or varieties planted in together. Measurement of the PAN in the Taipei atmosphere near National Taiwan University showed that in smogy noon time it might reach as high as 27 ppb, but it was undetectable in those days with rainy, cloudy, or windy weather. In the whole month of June, 1992, there were 6 days showing high concentrations of PAN near the noon time, but only 3 of them accompanied with lettuce injury in next morning in the greenhouse. It was, therefore, possible to use Sword-leaved lettuce or Round-leaved lettuce as PAN bioindicator to investigate the occurrence and severity of PAN injury in other parts of Taiwan. Data in the past 3 years showed that PAN ia at present affecting the area of about 500 square km in Taipei, 400 square km in

Taichung, and 1,200 square km in Kaohsiung. The severe PAN pollution seemed to be highly correlated with the high number of motorcycle here in Taiwan, and is a big challange for Taiwan EPA and Taiwan people at present and in the future.

Key words: Peroxyacetyl nitrate, lettuce, photochemical smog, indicator plant

前　言

光化學煙霧(Photochemical smog)污染問題最早係於1940年代被發現於美國洛杉磯地區。而其發現乃係拜植物出現病徵所賜，因為Middleton等人首先於1944年發現植物出現特殊病徵，彼等於1950年發表於Plant Disease Reporter雜誌(Middleton *et al.* 1950)。而另一方面，Crabtree & Kemp則對橡膠龜裂現象的研究，於1946年證實西海岸地區的臭氧是造成橡膠破壞的主因(Crabtree and Kemp 1946)。1958年Richards等人隨後證實1956年起加州地區葡萄葉片上的細點斑(Fleck)是因臭氧所引起(Richards *et al.* 1958)，隔一年後Heggestad and Middleton 於美國東部證實菸草葉片上出現的細點斑,或叫氣候斑(Weather fleck) 乃是因為臭氧所造成(Heggestad and Middleton 1959)。

但針對1944年Middleton等人最早觀察到的特殊病徵，Bobrov於1955年再詳細加以研究(Bobrov 1955)，至1956年，Middleton又再研究得知萵苣施用較多的氮肥者，比較容易受害(Middleton 1961)，直至1960年方為Stephens等人證實係受另一種污染物所引起(Stephens *et al.* 1961)，其成份為過氧硝酸乙醯酯(Peroxyacetyl nitrate, 以下簡稱PAN)。至此光化學煙霧的主要成員便告擴大為兩大類，其一為臭氧，另一為過氧硝酸醯基酯類(Peroxyacyl nitrate)，其中又以過氧硝酸乙醯酯(PAN)及過氧硝酸丙醯酯 (Peroxypropionyl nitrate ，簡稱PPN) 為主要成員。

光化學煙霧的成因已被證實係因過多的氮氧化物及碳氫化物在陽光下經過一系列的光化反應而產生(Dollard *et al.* 1991; Middleton 1961; Stephens 1969; Stephens *et al.* 1961)，而晚近的研究，更證實PAN是氮氧化物的貯存者，可將二氧化氮暫時以有機氮化物貯存，避免其立即形成硝酸，然後輕擴散傳送到較遠的地區，再釋出NO、NO_2造成該地區臭氧濃度的提升(Singh and Hanst 1981; Buhr 1990)。

在國內，有關光化學煙霧為害作物的報導，亦皆比該污染物被分析鑑定的時間要早，例如：國內臭氧被證實於1970年應已存在的證據係因中部地區的菸草會出現氣候斑(Street *et al*. 1971; Sung *et al.* 1973),而經活性炭過濾過的空氣則不會產生菸葉氣候斑(Sung *et al.* 1973)。另一方面，國內的萵苣、菠菜、菸草等，多年來出現的亮銅化病徵(Bronzing)，銀白化病徵(Silvering)，亦皆是PAN存在於本省都會地區的最早證據(Sun 1990a, 1992b)。事實上，這些污染公害早於1989年起即已被發現，直到1992年吾人始完成PAN為害萵苣等植物之病因鑑定(Sun 1992a)。而根據這二年來的觀察，吾人發現PAN的為害涵蓋面積極廣，受害的敏感植物種類也越來越多，這一方面證實國內的都會地區空氣品質仍屬十分不良，另一方面則可證實目前

農民所種部份蔬菜，花卉的受害係因光化學煙霧所引起，且其情況一直在擴大中。

爲了進一步了解PAN對萵苣類之影響與爲害情形，本研究乃係經由田間觀察、污染物分析及人工薰氣等途徑，期能更深入了解PAN的爲害特性，以供有關單位之參考。

材料與方法

一、田間病徵之觀測及敏感度分析

由於國外有關過氧硝酸乙醯酯爲害植物的病徵業經詳細研究過(Taylor and MacLean 1970; Taylor *et al.* 1961; Temple and Taylor 1983)，而國內初步已以人工合成之PAN對萵苣薰氣，發現可以產生與田間相同的亮銅斑及銀白斑(Sun 1992a)，加上已知臭氧造成之病徵與之截然不同，包括其部位、顏色等等，故吾人在田間觀測時，已能肯定PAN所造成的病徵。

基於此病徵指標的建立，吾人乃在田間調查不同品種萵苣，或同屬於Lactuca屬之不同種植物之感受性，以期了解何種品種最感病。另外爲建立比較客觀的受害評估制度，吾人亦參考田間發病之實況，研究建立一套估計方法。

二、大氣中ＰＡＮ濃度之分析與校正

有關大氣中PAN濃度之分析技術一般皆採用氣相層析儀(Gas chromatograph)配合電子捕捉檢知器(Electron capture detector, 簡稱ECD)予以定量檢測(Darley *et al.* 1963; Buhr 1990; Katz 1977)，在本研究中亦係採用Katz(1977)公布之方法，只是略加修改而已。在層析柱(Column)方面，係選用100 cm長，內徑1/8 inch之鐵弗龍管，內塡5％ Carbowax 400被覆於100-120 mesh之chromosorb上者。所用之層析溫度、注射器溫度及ECD溫度皆爲30℃，層析時載運氣體爲高純度氮氣，流速爲每分鐘40升，本研究所用之GC爲Varian 3400型，附加之ECD爲使用Ni-63之檢知器。由於報告中顯示(Buhr 1990)，PAN極不耐高溫，且易與金屬反應，半衰期本身極短，故在取樣上，吾人一般皆用玻璃針筒，由欲測之大氣中抽取數ml, 再留取2ml，以針筒直接打入GC，以儘量避免影響眞正濃度，在此種狀況下，一般PAN約在1.7至1.8分鐘時被檢出，唯所用之GC約每隔數日，即應以適當高溫加熱，以求淨化層析柱及檢測器。

有關PAN濃度之校正，一般認爲是最困難的工作，其方法一般有用紅外線光譜議(IR Spectrophotometer)者，有用氫氧化鉀吸收後再以分光光度計測量亞硝酸根含量者，唯晚近Joos等人(Joos *et al.* 1986)研究出利用氮氧化物分析儀(NO_x analyzer)可以達到迅速校正PA N的功能，是以本研究亦採用此法，所用之NOx分析儀爲Thermo Environment Instr. 公司出品之Model 42型 Chemi II uminescence NO_x analyzer。其主要原理爲利用此儀器中之觸媒轉化器，在325℃下將PAN(包括NO_2或其他有機氮化物)轉換成一氧化氮，然後利用臭氧與一氧化氮反應放光原理，測知一氧化氮含量，再換算出PAN之含量。

而爲了校正工作可以不受NO_2之干擾，並使PAN可以在穩定濃度下被GC及NO_x分析儀同時測定、校正，吾人乃利用以往研製出之薰氣機(Sun and Su 1985)，產製PAN，其PAN之製

造係參考Gaffney *et al.* (1984)之方法，由無水醋酸酐先加硫酸及過氧化氫產製過氧醋酸(Nielsen *et al.* 1982)，再由過氧醋酸溶入n-tridecane，加入硫酸脫水，再加入硝酸硝化而生成溶於n-tridecane之PAN。液態PAN溶液經過定量揮發之產氣機(Sun and Su 1985)，即可在1個60×70×50 cm之壓克力箱內產生濃度穩定之PAN氣體。此一氣體可供GC之抽測及NOx分析儀之同步分析，最後即可由NO濃度扣除背景NO濃度後，算出PAN之量，經多點校正後，即可校正得出GC-ECD測值與PAN濃度間之關係曲線。

有關大氣中實際PAN濃度之監測，因受PAN不耐貯存之限制，故監測點只選定國立台灣大學附近，包括台灣大學農場，農場溫室，及環境病害研究室等三個地點。

三、人工PAN及臭氧對萵苣植物之薰氣模擬試驗

由於植物受PAN爲害時，一般需要有强烈的日光才能造成植物的受害(Taylor *et al.* 1961; Taylor and MacLean 1970)，故爲在人工控制環境中模擬PAN對植物造成之影響與爲害，乃於台灣大學一座玻璃溫室內，架設6座連續攪拌薰氣箱 (Continuously stirred tank reactor, 以下簡稱CSTR)，其形狀爲圓柱型，直徑120 cm，高度180 cm,全由壓克力包被，上方加一攪拌扇，箱子垂直正上方加一700W補助强光燈，箱子經由一抽氣系統造成負壓，亦造成循環換氣。其詳細構造可參考Sun(1990b)之報告。

薰氣時所需之PAN氣體亦係利用定量揮發原理，由Sun and Su (1985)設計之產氣機在箱外產製後，以送氣機送入箱內，而在箱內濃度到達到穩定後，再行置入植物，爲配合强烈日光時間，故一般選擇在晴天日子進行，並增加人工照光。薰氣時約每半小時抽測箱內接近植物附近之氣體，送至實驗室，以GC-ECD測定其實際處理濃度，實驗完成後，即將植物移入溫室中，繼續觀察其病徵反應情形。其所處理之劑量一般以濃度乘以時間表示，並經多次重複試驗，以便找出最高不致害劑量及最低可致害劑量。

另爲比較臭氧對萵苣造成之爲害情形，吾人亦進行利用臭氧產生機(Ozone generator) 產生臭氧，將之通入CSTR中，對萵苣植物薰氣，並利用一台Thermo Environ. Instr. 公司出品的49型UV photometric ozone monitor 測定臭氧濃度，薰氣方法與前述PAN者相同。

薰氣所用之萵苣植物一般係以穴盤先行播種，俟至2-3葉時再移植入有堆肥、台肥43號肥、根基旺人工土壤混合之土壤中，各種萵苣皆採用相同配方，以使土壤肥料因素趨於相同。而薰氣臬皆置於溫度控制於25-26度之溫室中，故箱內之溫度一般在25-28℃左右，相對濕度則一般在50-80％左右，箱內之照度一般在有强烈日光下時爲30,000至50,000Lux，而在陽光較弱時亦可補强至10,000Lux以上。植物在薰氣前後皆置於另一間溫室內，其溫度，濕度，光照皆與CSTR內者十分近似。

四、PAN爲害萵苣之發生頻度估計及面積調查

有關PAN爲害頻度之調查主要係於台灣大學農場及溫室內進行。方法爲不定期地種植最敏感的萵苣品種，再由其病徵出現頻度了解PAN發生之頻度。經由以上人工薰氣及大氣濃度

分析，吾人已可成熟地運用此一指標植物，以監測PAN之發生狀況。

而有關PAN爲害面積之調查則以台灣各主要都會地區爲主，包括台北盆地、台中、彰化、南投地區、高雄、屏東地區等等，方法亦係運用最敏感的萵苣指標植物，由各地區某一時日植物留下的病徵，可用以推估其生長期間可能受到的污染爲害次數，並進一步了解其受害程度，再由各點調查所得，了解其爲害之廣度。

結果與討論

一、田間病徵之觀測及敏感度分析

田間萵苣品種甚多，唯主要常見者有劍葉萵苣(*Lactuca sativa* L. cv. Sword Leaf)、圓葉萵苣、(*L. sativa* L. cv. Round Leaf)、結球萵苣(*L. sativa* L. var. capitata Hor t.)、皺葉萵苣(*L. sativa* L. var. crispa L.)、嫩莖萵苣(L. sativa L. var. asparagin a Bailey)、盤萵苣(*L. sativa* L. cv. Pan Leaf)等品種，至於在台灣與Lactuca同屬之常見品種主要尚有山萵苣(*L. indica* L.)及台灣山苦賈(*Lactuca formosana* Max.)兩種。經調查上述中有些品種屬於敏感品種，有些則十分具有耐性，而其敏感品種所出現之病徵，即以1993年2月5日台灣大學農場劍葉萵苣爲例，可以發現在高濃度的PAN來臨(當日經測定附近大氣，發現在11:00至13:00間有平均15 ppb之PAN，且最高達27 ppb)之後，自傍晚時分即開始出現水浸狀病徵，其病徵皆以下表面爲主，翌日起水浸狀病徵漸變焦枯，並逐漸於2, 3日內變成亮銅色或銀白色，最後於上表面亦呈現黃化病徵。

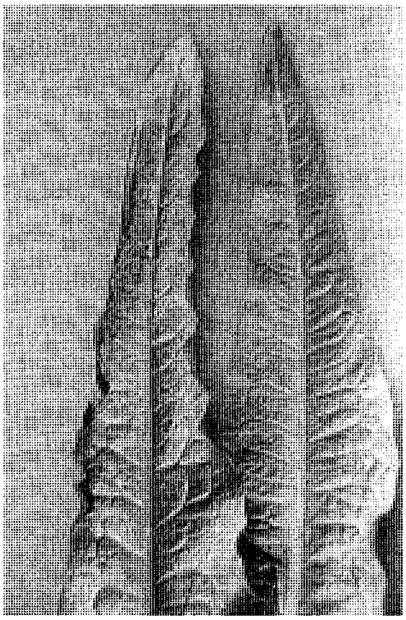


Fig. 1. Peroxyacetyl nitrate injury symptoms on young leaf of Sword-leaved plant found in the field showing the bronzing on the lower surface. Right leaf is the healthy check.

若再仔細比較各葉的發病狀況，則吾人可發現不同年齡的劍葉，其受害部位完全不同，因而構成橫帶狀分佈(Transverse banding)的情形(Taylor and MacLean 1970)，如圖(1)所示。吾人若取3株各7片葉的劍葉萵苣，將每片葉分成葉尖三角區、上半葉區、及下半葉區三部份，並分別檢視量測其亮銅化及銀白化佔有之面積百分率，其結果乃如表(1)所示。

由表(1)之分析，吾人可知較年輕的葉片，常只有尖端發病，其他部位皆完好。而再往下者，則以上半葉受害最重，但下半葉可能皆未受害。再下數至第4至第5葉，則往往下半葉開始受害，葉尖端卻不再受害。很明顯地，吾人可以歸納得知PAN爲害植物是具有部位選擇性的，或更適當的說法是其具有胞齡選擇性(Cell age selectivity)，因爲幼葉的葉尖較早熟，故有剛好成熟的細胞，而第2及第3葉，在上半葉有剛好成熟的細胞，故只有在此出現病徵，再往下至第4及第5葉，則只有葉基下半葉才有剛成熟的細胞，故病徵只在此出現。結論是：PAN只對剛成熟的部份有害，對於太年輕或太老化的組織，則較不具威力。

Table 1. Leaf injury percentage of three Sword-leaved lettuce plants caused by PAN in nature in NTU Farm as devided into three portions of each leaf and seven chronological orders for each plant counted within 5 days after a heavy PAN episode occurred on Fed. 5, 1993.

Plant No.	Leaf portion	PAN injury percentage on each leaf in chronological order counted from the top (% in area)						
		1	2	3	4	5	6	7
1	Apex	0	1	4	1	0	0	0
	Upper half	0	0	12	15	5	0	0
	Lower half	0	0	0	15	2	0	0
	Subtotal	0	1	16	31	7	0	0
2	Apex	0	0	1	1	0	0	0
	Upper half	0	0	0	15	5	0	0
	Lower half	0	0	0	5	0	0	0
	Subtotal	0	0	1	21	5	0	0
3	Apex	0	1	2	4	0	0	0
	Upper half	0	0	5	30	5	2	0
	Lower half	0	0	0	10	5	0	0
	Subtotal	0	1	7	44	10	2	0

上述這種橫帶分佈的現象，在其他種萵苣，如圓葉萵苣、盤萵苣等亦皆有相同的現象，而這與國外報導者亦屬相同(Taylor and MacLean 1970)。

對於不同品種敏感度之比較，由於在田間不易看到有多種品種一齊種植的菜圃，故吾人乃取多種品種共種於一30公分之植砵中，置於台大農場溫室內，俟PAN來襲後再行比較各品種之受害情形。即以1993年2月5日PAN來襲之案件為例，吾人比較5種種植約一個月之萵苣之受害程度，方法亦將每株每葉按尖端部、上半葉、下半葉劃分，再各計其受害面積百分率，其結果如表(2)所示。

Table 2. Comparison of sentivity of five cultivars or varieties of lettuce to PA N as determined by leaf injury percentage each from four plants growing in together in NTU greenhouse after a heavy PAN episode occurred on Feb. 5, 1993.

Cultivar or variety	Leaf portion	Average PAN injury percentage on leaves in chronological order from the top (% in area)				
		1	2	3	4	5
Sword Leaf	Apex	0	1	3	1	0
	Upper half	0	0	33	21	0
	Lower half	0	0	22	17	1
	Subtotal	0	1	58	39	1
Round Leaf	Apex	0	3	2	0	
	Upper half	0	17	26	0	
	Lower half	0	7	30	1	
	Subtotal	0	27	58	1	
Pan Leaf	Apex	0	2	0		
	Upper half	0	20	0		
	Lower half	0	14	0		
	Subtotal	0	36	0		
Celtuce	Apex	0	2	1	0	
	Upper half	0	5	9	0	
	Lower half	0	0	7	0	
	Subtotal	0	7	17	0	
Crisp Leaf	Apex	0	0	0	0	
	Upper half	0	0	0	0	
	Lower half	0	0	0	0	
	Subtotal	0	0	0	0	

由表(2)之資料，吾人可知，在五種萵苣中，劍葉萵苣最為敏感，其次是圓葉萵苣，再次為盤葉萵、嫩葉萵苣，最不敏感者為皺葉萵苣，因為其完全未顯現病徵。

至於多次在田間之觀察，大致上亦可看出不同萵苣的敏感趨勢，其中劍葉萵苣與圓葉萵苣是兩種最常發生為害病徵之植物，盤萵苣偶爾可見受害病徵，但結球萵苣及皺葉萵苣則在田間尚未有見到病徵者，這些田間之觀察，明顯地與溫室內試驗比較者相一致。另二種Lactuca品種包括山萵苣及台灣山苦賈，在田間也未曾出現病徵，顯示其對PAN的敏感性極低。

二、大氣中PAN濃度之分析與校正

利用GC-ECD配合氮氧化物分析儀，已能對於空氣中之PAN進行分析測定，即以1993年2月5日之台北市污染為例，中午時分PAN達到最高時之GC測定2次結果乃如圖(2)所示，其中第一次測定之高峰值有兩個，滯留時間分別為1.806分及2.294分，第二次測定之高峰值亦有兩個，滯留時間分別為1.797及2.280分。其在1.806及1.797分之測值皆為PAN所有，濃度分別為27.0及25.3 ppb，2.294及2.280分出現的則是過氧硝酸丙醯酯所有，其濃度估計為1.9及1.5 ppb左右。

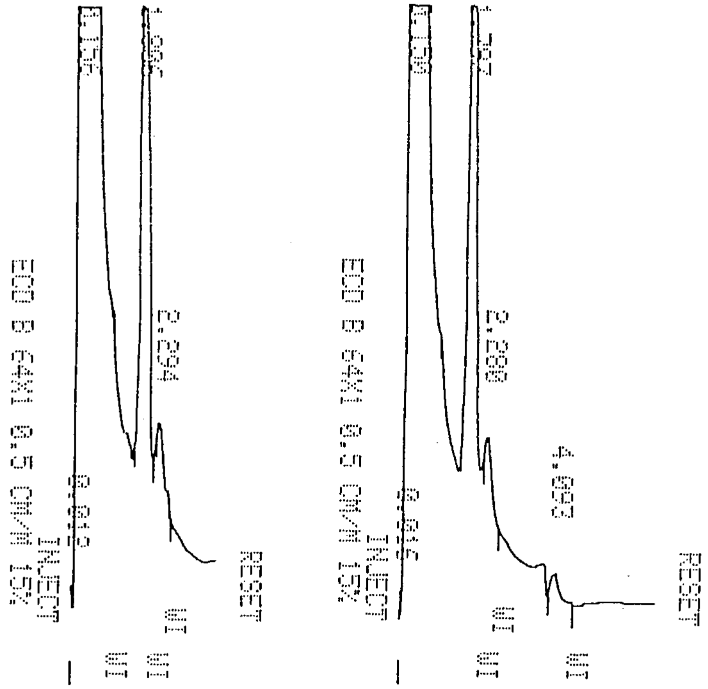


Fig. 2. GC-ECD spectrums of atmospheric peroxyacyl nitrates at Taipei City, expressing the PAN peaks at the retention time of 1.7-1.8 min and PPN peaks at the retention time of 2.2-2.3 min

而在1992年2月27日至29日由早上至下午於台北市台灣大學附近的監測值，乃如圖(3)所示，吾人一般可以發現，每日PAN皆在太陽強烈照射後才告升高，而這三天亦皆屬風速微弱

，台北都會地區空氣污濁之日，又每天至午後1時或2時後，PAN濃度即告降低，且降速極快。在清晨、夜晚、陰雨日、強風吹襲日，大氣中皆檢測不出有PAN或PPN的存在。

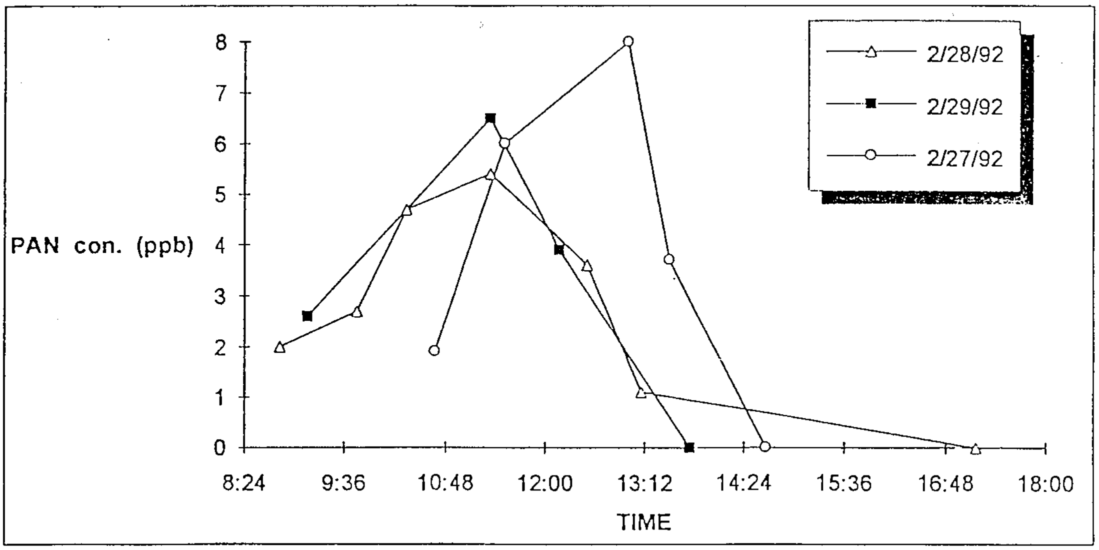


Fig. 3. Peroxyacetyl nitrate concentrations in the period of Fed. 27 to 29, 1992 , measured at National Taiwan University, Taipei, showing the highest peak in the noot time everyday.

於1992年6月1日至30日，每日於近午時分採取國立台灣大學環境病害研究室附近之空氣測定的結果，乃如圖(4)所示，由圖中吾人可知在6月30天中，共有6月1、2、7、8、13、17-20、23-24、27-29日等共14日完全測不出PAN之存在，其他各日皆多少有PAN之發生，其中污染較重的日子計有3、12、16、21、25及26等6日。經查氣象資料可知6月中降雨的日子計有7、8、13、17、18、27及28等共7日，此可以解釋上述14日無PAN日中之7日，而剩餘的6月1、2、19、20、23、24、29日共7日則皆爲陰天或晴天但風速大的日子，至於6個重污染日之氣象狀況則皆屬晴而無風或風小的狀況。此亦可充分說明降陰天或風大的日子，台北盆地皆無PAN之發生。相反地，而晴而無風或風小的氣象狀況下，才會有大量PAN的發生。唯吾人應該了解，污染最重的眞正原因不是氣象因素，而是人類種種活動排放出的氮氧化物及碳氫化物等等，若人們未排放污染，則即令風速再小，陽光再烈，污染也無從發生。

有關不同地點測定大氣中PAN濃度之結果，吾人於重度污染之日子中，曾進行數次比較，結果發現在台灣大學農場，農場內通風溫室內，以及位居三樓之環境病害研究室窗外共三地點監測之PAN濃度大致十分接近，此乃顯示PAN之污染是一頗爲均勻之現象，即在半公里內及10米高度內濃度尚屬均勻。

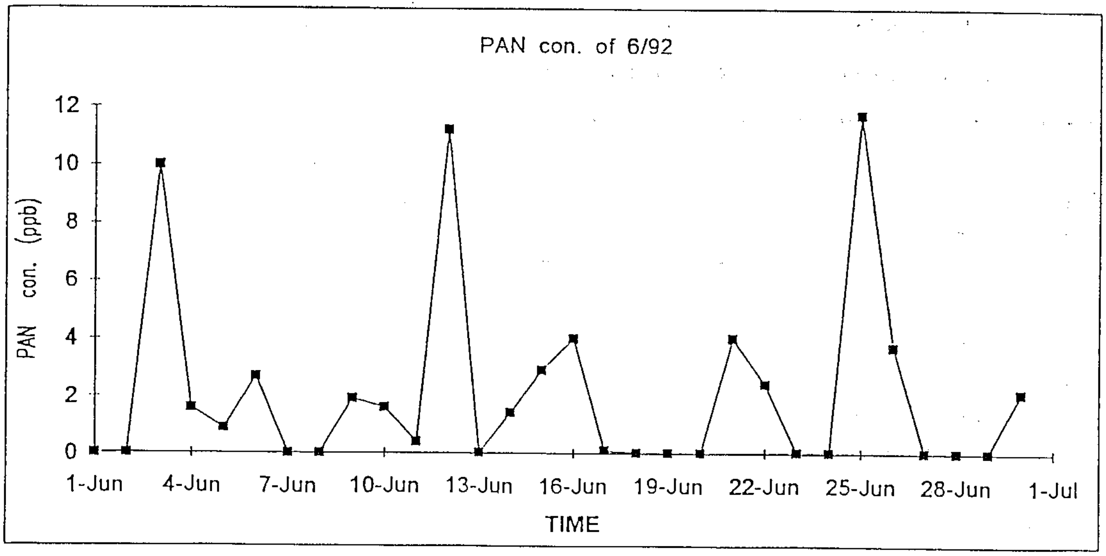


Fig. 4. Peroxyacetyl nitrate concentrations in June, 1992, measured at National Taiwan University, Taipei, showing several polluted days in the month.

三、人工模擬PAN對萵苣植物薰氣之結果

於1992年12月至1993年 1月吾人於連續攪拌薰氣箱中進行PAN之模擬試驗，其結果發現P AN在箱內之濃度大致能維持穩定，而在PAN薰氣後，數種萵苣也皆出現與田間所見相同的病徵，包括亮銅斑及銀白化等病徵。對於劍葉萵之多次薰氣試驗結果，吾人得到的最低爲害劑量約爲15 ppb × 6小時，而在28 ppb × 4小時卻會造成相當嚴重的危害。在較低濃度如12 ppb × 6 小時，10 ppb × 3小時，8 ppb × 8小時，發現皆無法致害。

在以28 ppb之PAN對劍葉萵苣薰氣的結果，吾人從 6株各7-8片葉之萵苣上，估計其各葉葉尖、上半葉、下半葉之受害程度，結果如表(3)所示。由表(3)資料吾人可再度看到幼葉葉尖受害，熟葉下半葉受害較重的帶狀分佈情形，由此一人工薰氣結果，吾人可知一般劍葉萵苣在一次高劑量PAN薰氣後，約由上往下數共4至5片葉受害，且一般第2及3片之葉尖較易受害，第3及4片之葉身(含上半葉及下半葉)受害最重。此些特性相信可提供吾人利用此一植物做爲空氣污染指標之參考依據。

Table 3. Leaf injury percentage of six Sword-leaved lettuce plants exposed to 28 ppb of PAN for 4 hin continuously stirred tank reactor in greenhouse as devided into three portions of each leaf and seven chronological orders for each plant.

Plant No.	Leaf portion	PAN injury percentage on leaves in chronological order from the top (% in area)							
		1	2	3	4	5	6	7	8
1	Apex	0	2	4	3	1	0	0	0
	Upper half	0	2	30	45	5	0	0	0
	Lower half	0	0	2	30	10	0	0	0
	Total	0	4	36	78	16	0	0	0
2	Apex	1	0	2	1	0	0	0	
	Upper half	0	3	45	40	3	0	0	
	Lower half	0	0	30	30	0	0	0	
	Total	1	3	77	71	3	0	0	
3	Apex	0	4	4	2	0	0	0	0
	Upper half	0	20	30	40	3	1	0	0
	Lower half	0	0	5	30	3	0	0	0
	Total	0	24	39	72	6	1	0	0
4	Apex	0	3	3	0	0	0	0	0
	Upper half	0	3	40	30	3	0	0	0
	Lower half	0	0	3	20	3	0	0	0
	Total	0	6	46	50	6	0	0	0
5	Apex	0	1	4	2	0	0	0	
	Upper half	0	3	40	40	2	0	0	
	Lower half	0	0	20	40	0	0	0	
	Total	0	4	64	82	2	0	0	
6	Apex	1	4	4	0	1	0	0	0
	Upper half	0	5	40	25	25	0	0	0
	Lower half	0	0	15	25	15	0	0	0
	Total	1	9	59	50	41	0	0	0
	Average	0.3	8	53	67	12	0.6	0	0

利用28 ppb之PAN對較小的劍葉萵苣薰氣之結果，吾人從6株各4片葉之植株上，估算其各部位受害程度，結果如表(4)所示。由表中可發現，受害最重者是第2片葉，而葉尖受害只有在第1及2片葉上始可看到。而由一次薰氣可以造成3片葉之受害，亦可供田間判斷污染次數時參考。

Table 4. Leaf injury percentage of six small Sword-leaved lettuce plants exposed to 28 ppb of PAN for 4 h in continuously stirred tank reactor in greenhouse as devided into three portions of each leaf and seven chronological orders for each plant.

Plant NO.	Leaf portion	PAN injury percentage on leaves in chronological order from the top (% in area)				
		1	2	3	4	5
1	Apex	0	3	2	0	0
	Upper half	0	15	15	0	0
	Lower half	0	0	20	2	0
	Total	0	18	37	2	0
2	Apex	0	2	2	0	0
	Upper half	0	0	40	0	0
	Lower half	0	0	10	0	0
	Total	0	2	52	0	0
3	Apex	0	2	2	0	0
	Upper half	0	2	45	0	0
	Lower half	0	0	30	5	0
	Total	0	4	77	5	0
4	Apex	0	0	3	0	0
	Upper half	0	0	20	0	0
	Lower half	0	0	15	5	0
	Total	0	0	38	5	0
5	Apex	0	2	2	0	0
	Upper half	0	25	20	0	0
	Lower half	0	10	25	5	0
	Total	0	37	47	5	0
6	Apex	0	2	3	0	0
	Upper half	0	25	45	0	0
	Lower half	0	25	30	5	0
	Total	0	52	78	5	0
	Average	0	19	55	4	0

又在同為28 ppb×4小時PAN之薰氣下，吾人比較五種萵苣之受害程度，並由各3至4株之各葉三個部位受害百分比予以平均，其結果如表(5)所示。由表中可知，人工薰氣處理的結果仍然以劍葉萵苣最為敏感，其第2及第3葉之受害面積可達全葉一半，敏感度由大至小依次為圓葉萵苣、盤萵苣、嫩莖萵苣及皺葉萵苣。這些結果與表(2)所列五種萵苣共植後經由自然發生之PAN為害以測定敏感度者，趨於一致。

Table 5. Comparison of sentivity of five cultivars or varieties of lettuce to PAN as determined by leaf injury percentage each of four plants after the exposure to 28 ppb of PAN for 4 h in continuously stirred tank reactor in greenhouse.

Cultivar or variety	Leaf portion	Average PAN injury percentage on leaves in chronological order from the top (% in area)			
		1	2	3	4
Sword Leaf	Apex	0	2	0	0
	Upper half	0	30	24	0
	Lower half	0	16	26	2
	Total	0	48	50	2
Round Leaf	Apex	0	1	2	0
	Upper half	0	0	30	2
	Lower half	0	0	10	8
	Total	0	1	42	10
Pan Leaf	Apex	0	4	1	
	Upper half	0	25	15	
	Lower half	0	7	10	
	Total	0	36	26	
Celtuce	Apex	0	2	1	0
	Upper half	0	1	20	2
	Lower half	0	0	12	5
	Total	0	3	33	7
Crisp Leaf	Apex	0	2	0	
	Upper half	0	7	0	
	Lower half	0	0	0	
	Total	0	9	0	

另為了解臭氧對萵苣之為害力及萵苣對臭氧之感受性，吾人於1992年12月起利用CSTR薰氣箱添加定濃度之臭氧對劍葉萵苣及圓葉萵苣薰氣，結果發現兩種萵苣皆要在300ppb×4小時的劑量下才會出現上表面點斑(Fleck)的病徵，其病徵與PAN造成者不同之處有(a)臭氧的病徵在上表面，PAN的病徵在下表面，(b)臭氣的病徵為漂白細點斑，PAN為亮銅斑及銀白斑(c)臭氧多為害成熟葉，而PAN為害幼葉及剛成熟葉。因而可知目前田間出現的亮銅斑及銀白斑，應非臭氧所造成。尤其在1993年2月5日PAN造成為害時，在台灣大學農場溫室監測臭氧的濃度只及60 ppb左右，其與所需致害劑量300 ppb相差頗大。

唯臭氧存在於田間是一個事實，故未來有必要針對臭氧的角色加以進一步之研究，尤其當臭氧與PAN並存時，是否會有加乘效果，似仍待進一步之探討與分析。

四、PAN為害萵苣之發生頻度估計及面積調查

利用上述人工薰氣及田間觀測所得結果，吾人乃可利用台灣各地田間的劍葉萵苣及圓葉萵苣，做為PAN污染為害之指標，其功用一方面可用以調查發生的頻度，另一方面可供了解其為害區域面積之大小。

在有關發生頻度之估算方面吾人舉1990年1月自屏東市郊所調查之劍葉萵苣受周情況予以分析，計自田間所採6株大小不同之萵苣，調查各葉之總受害面積百分率，其結果如表(6)所示。由表中所列第1至第3株各受害程度分佈，可知其皆有2個嚴重高峰，吾人參考表(3)及表(1)之資料，當可判斷其間PAN達到致害濃度的次數，至少在二次以上。而由第4至第6株之表現，則吾人可發現其嚴重高峰應有3個，且其總受害葉數在第5及第6株已分別達11-12葉，超過表(3)及(2)所示二次可能為害之10片葉，故吾人當可確信其發生頻度應為三次以上。類似情形，可以讓吾人從當地植物之各葉受害程度了解PAN污染的發生史。當然吾人甚至可以從其年齡，確實栽種日期，每葉生長所需日數，再加上當地實際氣象資料等，詳細推估PAN發生為害的歷史。

唯另一方面，吾人若能配合以氣相層析儀，直接對當地大氣之PAN進行監測，並調查植物實際受害情形則PAN為害次數自會更加清楚。即以1992年6月為例，吾人在調查PAN濃度之時，經常於農場溫室內栽種劍葉萵苣，結果發現在6月中，計有3、12、25日三次，劍葉萵苣出現明顯可見病徵，若吾人以此3日對照圖(4)之PAN濃度分佈，則可知6月3日之濃度約為10 ppb，12日為11 ppb，25日為近乎12 ppb。此些田間受害頻度明顯地與儀器監測者出現高峰相一致，是則更能增强劍葉萵苣做為田間污染指標之可信度。

而在台灣各地PAN的為害面積方面，吾人自1990年起陸續進行的田間觀察顯示，台北盆地，台中、彰化、南投地區，高雄、屏東地區，共三大地區是國內PAN為害最烈的三大區域。其在台北盆地方面，北至士林，南至鶯歌、三峽、樹林、新店；東至木柵、南港、西至泰山、五股，皆可見劍葉萵苣或圓葉萵苣受害的病例，估計其涵蓋面積在長28公里，寬20公里的台北盆地，應有500平方公里左右。

至於在台中、彰化、南投地區，吾人發現從台中市至台中縣大里鄉、霧峰、南投縣之草屯、南投市，以及彰化縣之彰化、芬園等地皆曾可見萵苣受害之案例，估計其涵蓋面積約在

400平方公里左右。而南部地區可在高雄市，高雄縣之岡山、燕巢、梓官、大社、仁武、鳥松、鳳山、大寮、林園、旗山、美濃，屏東縣之里港、高樹、監埔、長治、內埔、潮州、新埤、枋寮、佳冬、東港、新園及屏果市等地見到劍葉萵苣或圓葉萵苣受害的情形，估計其涵蓋面應在1200平方公里以上，只是其爲害僅出現於10月至翌年3-4月間，其他的月份因爲西南風強烈而使PAN不致於累積於高屏地區。

鑑於PAN之發生與氣象條件關係非常密切，故欲了解其在台灣各地區之發生情形，吾人相信可以擴大利用劍葉萵苣及圓葉萵苣之指標植物，就如同Bel-W3菸草被用爲臭氧的指標植物一樣(Heggestad, 1991)，吾人可以在台灣各主要地區廣種此些指標植物，由其病徵表現，吾人即可不斷獲得空氣品質有關之資料。

由於目前台灣地區之空氣品質已對植物有害，故吾人參考Temple and Taylor (1983)之綜合評析報告，可得知台灣的三大城市與美國的洛杉磯地區皆有同樣嚴重的問題，但台灣地區爲何有那麼高濃度PAN的出現，則可能與國人所用之特殊交通工具即大量機車有關，蓋因機車常常只使用簡單的引擎，致使碳氫化物排放大大高出一般汽車的排放量，其結果乃使大氣中有機氮氧化物的含量高乎尋常，而這些有機氮氧化物主要的便是PAN及PPN。若眞是如此，則有關PAN的防制之道，仍得從消除此些大量污染源著手，而此乃有待環保單位以及每位國民的共同配合。

Table 6. PAN injury percentage on leaves of six Sword-leaved lettuce plants with different size collected randomly from the field at Pintung City in late January, 1990.

Plant No.	PAN injury percentage on leaves in chronological order from the top (% in area)														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	0	0	5	2	2	1	0	0	20						
2	0	0	20	5	10	10	20	20	5						
3	0	0	0	5	10	2	5	10	20	40	5	5			
4	0	0	0	2	0	1	0	1	20	5	5	10			
5	0	0	0	1	2	5	10	2	20	30	10	2	10	10	5
6	0	0	0	0	10	5	10	2	2	20	30	20	20	10	5

誌 謝

本研究承實驗室林文龍、黃明輝、蔡孟君等甚多之協助，謹此誌謝。

引用文獻

Bobrov, R. A. 1955. The Structure of *Poa annuua* with observation on its smog sensitivity in Los Angeles County. Amer. J. Botany 42:467-474.

Buhr, M. P. 1990. Measurement and Chemistry of Atmospheric Organic Nitrates. Ph.D. Thesis, Dept. Chemistry and Biochemistry, University of Colorado.

Crabtree, J. and A. R. Kemp. 1946. Weathering of soft valcanized rubber. Ind. Eng. Chem. 38:278-2 96.

Darley, E. F., K. A. Kettner and E. R. Stephens. 1963. Analysis of peroxyacetyl nitrates by gas chromatography with electron capture detection. Analytical Chemistry 35:589-591.

Dollard, G. J., B. M. R. Jones. and T. J. Davies 1991. Measurements of gaseous hydrogen peroxide and PAN in rura southern England. Atmosph. Environ. 25A:2039-2 053.

Gaffney, J. S., R. Fajer and G. I. Senum 1984. An improved procedure for high purity gaseous peroxyacetyl nitrate production: Use of heavy lipid solvents. Atmosph. Environ. 18:215-218.

Heggestad, H. E. 1991. Origiin of Bel-W3, Bel-C and Bel-B tobacco varieties and their use as indicators of ozone. Environ. Pollut. 74:264-292.

Heggestad, H. E. and J. T. Middleton 1959. Ozone in high concentrations as a cause of tobacco leaf injury. Science 129:208-210.

Joos, L. F. and W. F. Landolt 1986. Calibration of peroxyacetyl nitrate measurements with and NO_x analyzer. Environ. Sci. & Technol. 20:1269-1273.

Katz, M. 1977. Methods of Air Sampling and Analysis. 2nd ed. Amer. Publ. Health Assn., Washington, DC.

Middleton, J. T. 1961. Photochemical air pollution damage to plants. Ann. Rev. Pl. Physiology 12: 431-448.

Middleton, J. T., J. B. Kendrick, Jr., and H. W. Schwalm. 1950. Injury to herbaceous plants by smog or air pollution. Plant Disease Reporter 34:245-252.

Nielsen, T., A. M. Hansen and E. L. Thomsen 1982. A convenient method for preparation of pure standards of peroxyacetyl nitrate for atmospheric analyses. Atmo sph. Environ. 16:2447-2450.

Richards, B. L., J. T. Middleton and W. B. Hewitt. 1958. Air pollution with relation to agronomic

crops:V. oxidant stipple to grape. Agron. J. 50:559-561.

Singh, H. and B. P. L. Hanst 1981. Peroxyacetyl nitrate (PAN) in the unpolluted atmosphere: An important reservoir for nitrogen oxides. Geophys. Res. Lett. 8: 941-944.

Stephens, E. R. 1969. The formation, reactions and properties of peroxyacyl nitrates (PANs) in photochemical air pollution. Adv. Environ. Sci. 1:119-146.

Stephens, E. R., E. F. Darley, O. C. Taylor and W. E. Scott. 1961. Photochemica l reaction products in air pollution. Proc. Amer. Petroleum Inst. Sec III, 40:32 5-338.

Street, O. E., C. H. Sung, H. Y. Wu and H. A. Menser, Jr. 1971. Studies on weather fleck of tobacco in Taiwan. Tobacco Science 15:128-131.

Sun, E. J. 1990a. Preliminary study on peroxyacetyl nitrate injury to lettuce found in Taiwan areas. Presented at 1990 Annual Meeting of the Environmental Protection Society of R.O.C. held on June 5, 1990, at Taipei, Taiwan. (Abstract).

Sun, E. J. 1990b. Sorption of three major air polltants by bean plants. J. Environ. Prot. Soc. R.O.C. 13:39-50.

Sun, E. J. 1992a. Measurement of ambient peroxyacetyl nitrate and identification of its injury to vegetation in Taipei area. Presented at 1992 Annual Meeting of the Environ. Prot. Soc. of R. O.C., held on June 5, 1992 at Taipei, Taiwan.

Sun, E. J. 1992b. Major air pollutants and their effects on vegetation in Taiwan. p. 51-76. In: Proceedings of the 1992 Joint International Symposium on Air pollution, Soil Microbiology and Biotechnology of Forestry, held on June 1-5, 1992 at Taipei, Taiwan.

Sun, E. J. and H. J. Su, 1985. Fluoride injury to rice plants caused by air pollution emitted from ceramic and brick factories. Environ. Pollut. (Ser. A) 37:335 -342.

Sung, C.H., H. H. Chen and J. K. Wu. 1973 Air pollution related to tobacco weather fleck. Page 38-41 in Annual Report Tobacco Research Inst. Taiwan Tob. Wine Monoply Bureau, Taichung, Taiwan.

Taylor, O. C. and D. C. MacLean, 1970. Nitrogen oxides and the peroxyacyl nitrates. In: Recognition of Air Pollution Injury to Vegetation: A Pictorial Atlas. (J.S. Jacobson and A. C. Hill, eds). Air Pollut. Contl. Assn, Pittsburg, U.S.

Taylor, O. C., W. M. Dugger, Jun., E. A. Cardiff and E. F. Darley 1961. Interaction of light and atmospheric photochemical products ('smog') within plants. Nature 192:814-816.

Temple, P.J. and Taylor, O. C. 1983. World-wide ambient measurements of peroxyacetyl nitrate (PAN) and implications for plant injury. Atmosph. Environ. 17:1583- 1587.

空氣中固體污染物對作物之影響

Effect of Particulate Matter in Air on Plant Growth

I.空氣固體污染物之形態及對作物種子發芽與苗期生長之影響

The Morphology and the Effect of Particulate Matter in Air on the Germination and Seedling Growth of Crops

范 基 南

Fan, Chi-Nan

台灣省農業藥物毒物試驗所

Taiwan Agricultural Chemicals and Toxic Substances Research Institute

摘 要

為探討台灣地區落塵對作物生長之影響，本試驗以集塵瓶，針對汽機車排放、水泥工廠、建築工地與焦煤煉製廠等目標，蒐集其落塵，結果僅汽機車排放之落塵量屬中等污染，其他均屬嚴重污染（>20噸／平方公里／月）。將土塵、煤灰、水泥配製成10、20、30、40及50％之水溶液，測其pH值，土塵為弱酸性（pH 6.5-6.9），煤灰為偏酸性（pH 5.3 - 5.8），而水泥為鹼性（pH 12.3 - 12.8）。以之處理水稻（台農67號）、大豆（花蓮1號）、萵苣及菠菜種子作發芽試驗，以探討落塵水溶液對種子發芽率及苗期生長之影響，結果顯示菠菜種子在各種落塵水溶液中發芽率顯著降低，其他三種種子之發芽率僅在高濃度(>30%)下才有下降之情形。苗期之生長在較高濃度之落塵水溶液均受影響，尤以菠菜為然。

關鍵詞：落塵、土塵、煤灰、水泥灰、發芽率、苗期生長

ABSTRACT

In order to understand the effect of particulate matter (PM) in the air in Taiwan Area on the growth of crops, the PM which came from cars, cement, building work or coal plant was collected by Dustfall Jar. The total PM from cars showed moderate pollution, but the PM from cement, building work and coal plant showed very serious pollution. The pH of cement dust PM solutions (10, 20, 30, 40 and 50%) was from 12.2 to 12.8, building work was from 6.4 to 6.8, and coalpl ant was from 5.4 to 5.8. The germination rate of spinach seeds were decreased when treated with all PM solutions. Germination rates of rice, soybean and lettuce seeds were also decreased in high concentraion (40 and 50%) of PM solutions. The growth of these seedlings were all affected by high PM concentration, especially spinach.

Key words: Particulate matter, cement dust, fly ash, coal plant, rice, soybean, lettuce, spinach, seed germination, growth of seedling

前　　言

空氣污染物主要有氣體及固體兩大部份，粒狀物質(particulate matter, PM)之空氣污染物有許多種類，如燻煙(fume)、煙霧(mist)、黑煙(smoke)、塵粒(dust)、飛沫(spray) 、飛灰(fly ash)等，其粒徑大小由0.001至500 μ m不等，大部份為 0.1～10 μ m。如果粒徑小於10 μ m，即可能長期懸浮在空氣中，若被人吸入、即可為害呼吸系統，而其PM之毒性依其成份而有不同程度之為害。重要之粒狀污染物之污染源有鍋爐之飛灰、燻煙、黑煙；水泥廠之塵粒、陶器燒製廠之塵粒、飛灰；煉鐵爐之塵粒；焦爐之燻煙及塵粒，焚化爐之塵粒及燻煙；礦物粉化廠之塵粒；汽機車排放之黑煙及燻煙；土木施工場地之塵粒等，均為主要之污染源 (張能復，1991)。

在美國，據1973年之報告，空氣污染總量中，估計有9%為粒狀污染物(黃正義 1991)。而在台灣，粒狀污染物約為空氣污染總量之70%(台灣省環境保護處 1991；環保署 1990)，可見其嚴重性遠在歐美先進國家之上。尤其台灣為一小島，工廠林立，工商發達，依據環保署及省環保處歷年統計資料固體污染物之污染程度一直居高不下，對本島之空氣品質，生態環境造成相當大之影響，不僅為害人們之健康，器具在長期污染下受到腐蝕，土壤物理化學性質被迫改變，間接影響氣候及植物生長，其影響不可謂不大，亦不容大家忽視。國內這方面之研究極少，實有加强探討研究之必要。

固體污染物之來源不同，其成份亦有很大差異，對作物造成之影響自亦不同，如工業地區製造水泥之工廠其生產過程，有大量水泥飄浮在工廠四週，造成人體及植物很大之傷害。如在美國加州水泥廠附近水泥灰沉澱達1.5 g/m^2/day，在法國更有達3.8 g/m^2/day 之紀錄。其

對植物造成之直接影響，有嚴重影響植物之生長及發育，干擾葉面光線之吸收，影響光合作用，減少澱粉之形成，影響蒸散作用。且由於水泥灰之pH達10～12，能透管氣孔，傷害內層細胞，間接者爲落在土壤中，而使土壤pH更趨鹼性，而影響作物之生長(朱德民 1990)。有許多報告指出，空氣中固體污染物直接或間接影響了作物之生長，在澳州Aiken及Bell(1985)曾以飛灰直接處理溫室中栽植之菜豆及羅滋草，結果發現影響植株生長，且有硼中毒之現象。但在土壤貧脊之地施，以煤灰卻有提高小麥產量之效果(Wallace and Wallace 1986; Petruzzelli *et al.* 1986)。Elseewi and Page (1984)也以飛灰施於酸性及鹼性土中，栽植苜蓿、百慕達草、白花三葉草、大麥等，結果發現在每公斤培養土中加40 g以上之飛灰時，可提高這些作物植體中Mo之含量。Shukla and Mishra (1985)更以飛灰水溶液處理玉米及大豆種子，做發芽試驗，發現水溶液濃度愈高，會有抑制發芽之現象，可見飛灰確會影響作物之生長發育。若以3～7 g/m²之量之水泥灰加之於土壤中，連續90天則所種植之油菜，不僅產量減少，其葉中光合作用色素含量降低，連種子中油之含量也減少(Shkla *et al.* 1990)。

本試驗即參考省環保處、行政院環保署及先進國家之方法，先選擇在北、中、南各地以氣機車排放氣體、築路工地、水泥工廠及焦煤工廠爲對象，以落塵筒法(Dustfall Jar)，蒐集落塵量，並蒐取煤灰、塵土及水泥以不同水溶液濃度作發芽試驗，以探討對作物種子發芽率及苗期生長之影響。

材料與方法

1. 選定定點，設置落塵蒐集瓶每定點設置6瓶，每月取回並換新一次，取回之蒐集瓶以水洗下固體物，再於80℃烘箱中烘乾秤取重量，以求得單位面積每月之落塵量。
2. 將取回之落塵量，取少量在顯微鏡及掃描顯微鏡下觀察其形狀特徵。
3. 取回蒐集地點附近之污染源材料: 煤灰、泥土及水泥，以去離子水配置成10、20、30、40及50%水溶液，再過濾去渣後，以濾液作發芽試驗，取水稻、大豆、萵苣及菠菜種子於培養皿中，預措及消毒後，分別加入濾液，在25℃培養箱中進行發芽，7天後調查其發芽率，及苗生長情形。

結果與討論

一、落塵量及其形態：

1. 落塵量:

由於落塵之來源頗爲複雜，爲掌握落塵之污染源，本試驗乃針對水泥工廠、汽機車排放、土木工程工地及焦煤工廠等產生較多落塵之污染源爲對象，選定位於新竹縣橫山鄉之水泥工廠，交通流量大之台中市北屯路，正在趕工築路之建築工地，及大社工業區中提煉焦煤之工廠，各設置六個落塵蒐集瓶，自81年9月起每月抽換一次，每

月取回之收集瓶，在8 0℃之烘箱中烘乾後，秤取重量，以估算每平方公里每月之落塵量，4個月中之平均值如表1所示，由表中都市之十字路口之汽機車排放之落塵量爲11.07 tons/k㎡/month，達省環保處所定之中等嚴重污染。建築工地之落塵量爲18.85 tons/k㎡/momth，已達嚴重污染之程度；焦煤鍊製廠落塵量爲57.31 tons/k㎡/month，水泥廠附近之落塵量67.12 tons/k㎡/month，均爲極嚴重之污染地點，依省環保處之統計資料，民國七十九年各縣市落塵量之平均數值爲6.5 tons/k㎡/month，與本試驗調查結果比較，顯然本試驗之結果比全省落塵平均值高出甚多，可能是本試驗蒐集地點，乃特定選擇，針對落塵較多之污染源而設定。由此試驗結果，也建議某些具有特多落塵之廠商，應作集塵之措施，除保障員工之健康外，亦減少落塵之漫延，而污染附近之植物或環境。

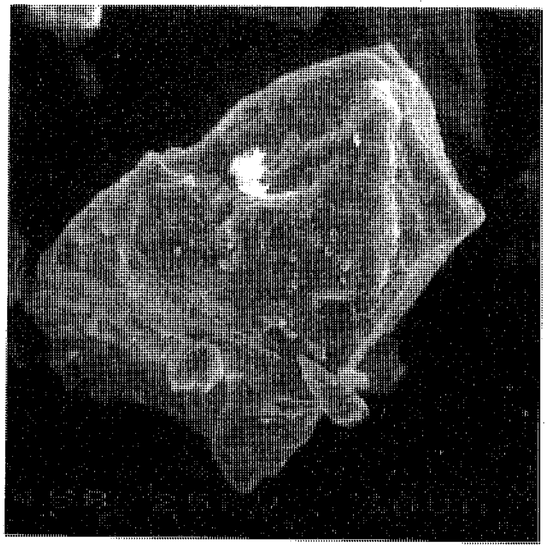
表1. 不同蒐集地點之落塵量

蒐集地點	落塵量
	tons/k㎡/month
水泥工廠(新竹)	67.13 ± 17.14
都市十字路口(台中市)	11.07 ± 10.95
建築工地 (台中市)	18.85 ± 12.83
焦煤工廠(大社)	57.31 ± 28.90

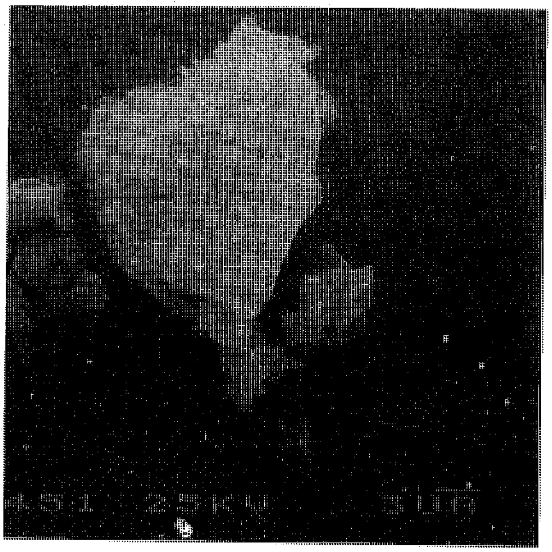
2.落塵之形態:

由集塵瓶上取下之落塵，在掃描顯微鏡下觀察，並照像其結果如圖1、2・泥土之塵粒具有稜角，乃因由岩石風化而來，應可理解；而水泥之塵粒已加工過，稜角已不明顯，煤灰之塵粒則形狀不一，有圓形亦有稜角。由圖2-A、2-B，爲汽車排放之氣體之塵粒形狀較圓，圖2-C、2-D則爲建築工地之塵粒，與泥土塵粒相近似。圖3、4爲馬路邊生長之水果葉片上之塵粒形狀。圖3-A、3-B爲楊桃之葉上部及葉下部，形狀均似汽機車排放之塵粒，尤値注意者，3-B圖中圓形者爲氣孔，氣孔上之白點爲塵粒，塵粒落在氣孔上阻礙氣孔開閉，會影響氣體交換，間接影響光合作用，呼吸作用及蒸散作用，由此圖可作合理解釋。圖3-C、3-D爲荔枝葉上部及葉下部，塵粒形狀與圖2-A、2-B極相似，可證明其爲汽機車排放之塵粒。圖4-A龍眼葉上塵粒之形狀，塵粒上還有更小之塵粒，表示此塵粒非單純之汽機車排放物，可能有土塵粒。圖4-B爲七里香葉上之塵粒，形狀亦與2-A、2-B相似，可證明爲汽機車排放塵粒。圖4-C、4-D爲香蕉葉片上之塵粒形狀爲較爲複雜，可見非單爲汽機車排放物，另有土塵粒及其它落塵。

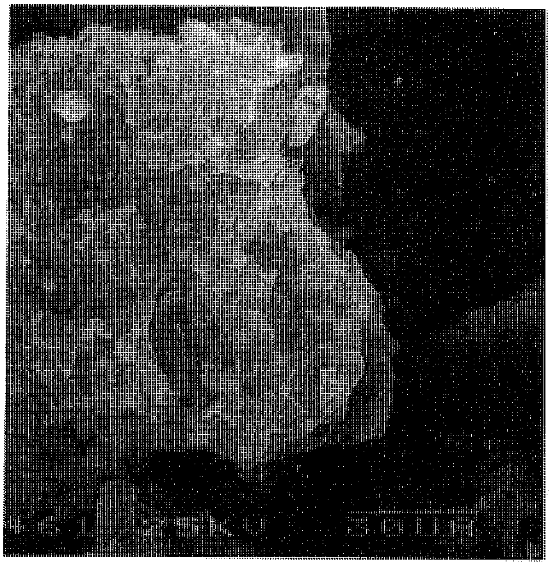
此種觀察，台大孫岩章教授(1991)亦曾指出，係可作爲判斷污染源之一種有力證據。



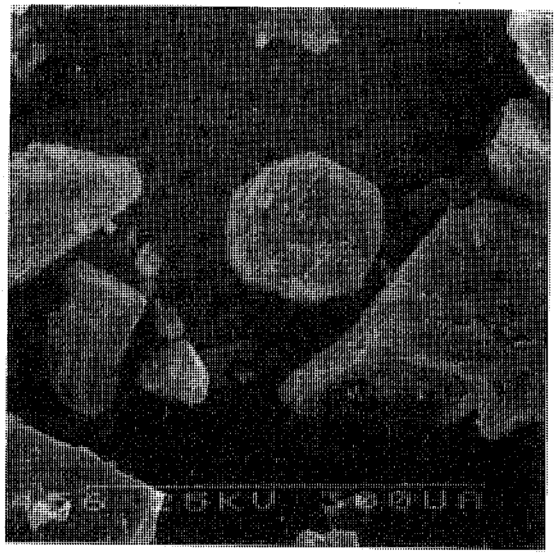
1-A



1-B



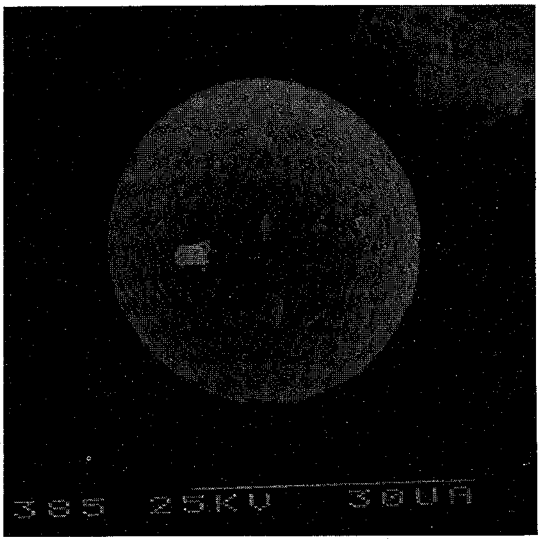
1-C



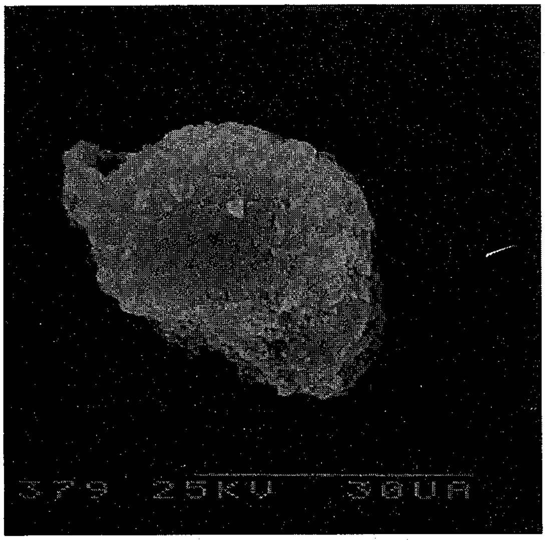
1-D

圖 1. 掃描顯微鏡下之土塵、煤灰及水泥落塵之形態

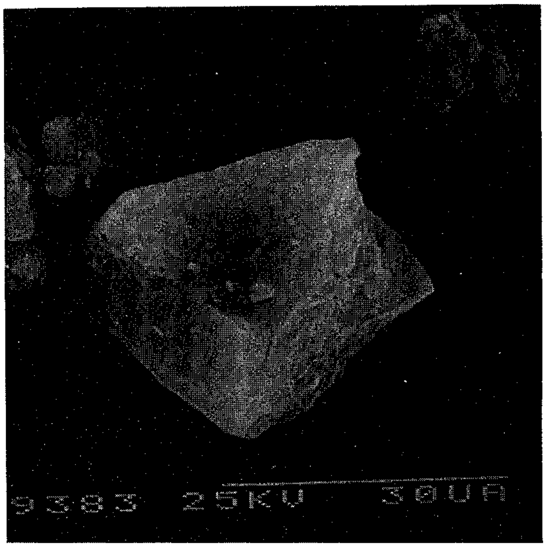
1－A: 土塵　1－B: 水泥灰　1－C、1－D: 煤灰



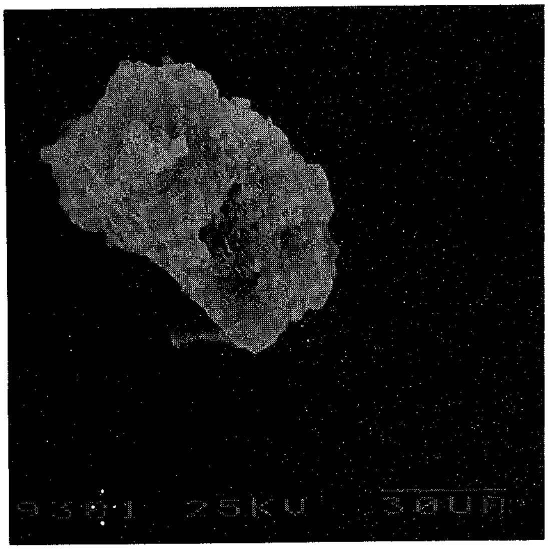
2-A



2-B



2-C



2-D

圖 2. 掃描顯微鏡下之車輛及工地落塵之形態

2-A、2-B: 車輛排放落塵 2-C、2-D: 工地落塵

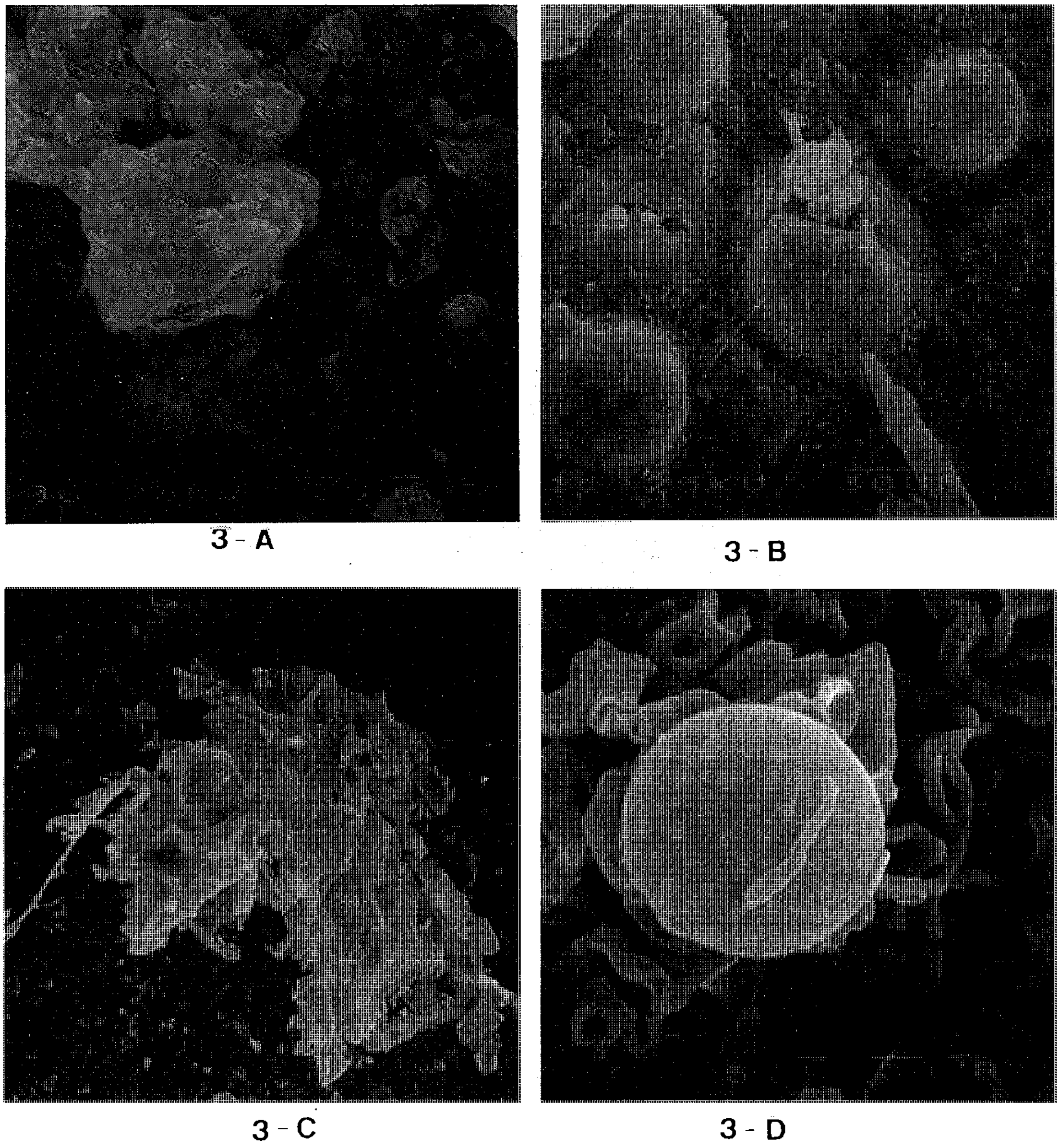
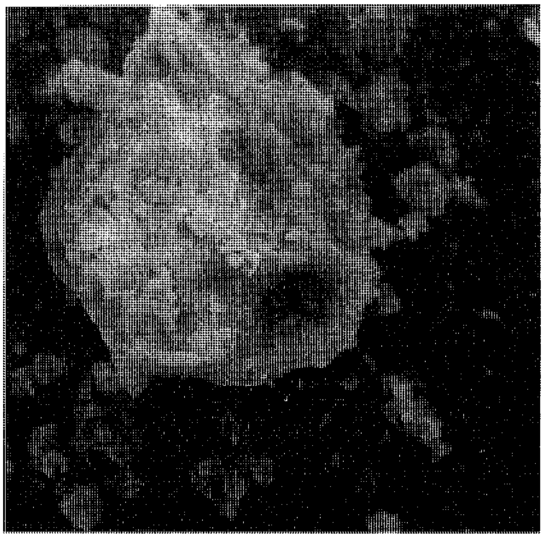


圖 3. 掃描顯微鏡下之馬路邊之樹葉上之落塵之形態

3 - A: 楊桃葉上部　3 - B: 楊桃葉下部

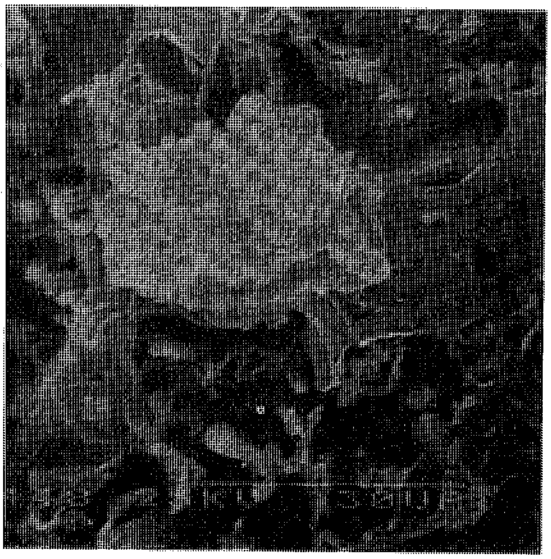
3 - C: 荔枝葉上部　3 - D: 荔枝葉下部



4-A

4-B

4-C



4-D

圖 4. 掃描顯微鏡下之馬路邊之樹葉上之落塵之形態

4 - A: 龍眼　4 - B: 七里香

4 - C: 香蕉葉上部　4 - D: 香蕉葉下部

二、落塵抽出液對作物發芽及苗期生長之影響：

1.落塵抽出液之理化性質：

將落塵秤重後配成10、20、30、40及50％之水溶液後，測定pH及電導度、結果如表2.由表可知煤灰水溶液之pH值與去離子水相近，偏酸性且因煤灰水溶液濃度愈高者愈偏酸性，其pH之範圍在5.98至5.39之間。土塵水溶液則近於中性，其pH在6.77～6.88之間，濃度之間變異不大。水泥灰之水溶液則偏鹼性，pH爲12.27～12.28，且有濃度增加，而pH漸增之趨勢，可能由於其成份之差異造成此種pH之差異。

以導電度而言，去離子水僅爲7.0 μ S/cm，土塵水溶液則爲92.4～196.0 μ S/cm，隨濃度增加而增加。煤灰水溶液比土塵水溶液之電導度爲大，自188.0～503.7 μ S/cm，亦因濃度增加而增大。水泥水溶液之導電度更大，爲669.0～1552.0 μ S/cm，也隨濃度增加而增大。這些水溶液之物理化學性質，影響種子吸水滲透壓等，而影響種子之發芽，及苗期之生長。由Berg (1978)，Polson and Adams (1930)及 shukla等(1986)多位學者研究煤灰對外物影響時，曾做煤灰成份之分析，發現煤灰中含有大量重金屬，而認爲這些重金屬爲影響發芽之因素。本研究中，因落塵量蒐集量不足以分析其成份，由此文獻推測，落塵之金屬離子成份應爲影響pH 及電導度之主要因素。

2.落塵水溶液對作物種子發芽之影響：

以落塵配製之水溶液，經過濾後之液體分別處理水稻、大豆、萵苣及菠菜之種子，以觀察其對種子發芽之影響，七天後調查之結果如表3、4、5。由此試驗結果可知水稻及大豆種子對土塵水溶液之反應不明顯，而萵苣種子發芽率僅在40％以上時才有較明顯之降低。菠菜種子對土塵水溶液較爲敏感，在10％時發芽率即已降爲75.0％，隨水溶液濃度之增加，發芽率明顯且急速下降，濃度增至50％時發芽率則降至18.3％。

由表4 來看煤灰水溶液對測試作物種子發芽率之影響，水稻、大豆及萵苣種子之發芽對煤灰水溶液之反應不明顯，即煤灰水溶液濃度高低不影響水稻、大豆及萵苣種子之發芽。但是菠菜種子對煤灰水溶液則是相當敏感，當煤灰水溶液爲10％時菠菜種子僅45％發芽，濃度爲20％時爲31.6％，濃度增爲30、40及 50％時，菠菜種子發芽率依序爲28.3、25.3及 13.3％。煤灰水溶液對菠菜種子具有明顯的抑制作用。

至於水泥灰水溶液對供試作物種子發芽之影響(表5)，在高濃度下，40及50％之水泥液可使水稻種子發芽率減少12～15％，在50％濃度下，可使大豆之發芽率降爲78.3％。萵苣在水泥10％～20％之濃度下，發芽率減少10％左右，但若水泥濃度爲30％以上時，萵苣種子發芽率則降至53％～48％。而菠菜之反應更爲顯著，在10％之水泥濃度下，菠菜種子發芽率即已降爲38.3％。當水泥濃度依序升高爲20、30、40及50％時，菠菜種子之發芽率則依序降爲31.7、28.3、16.7及11.7％。

由以上三個表之結果顯示，菠菜種子對落塵水溶液之反應相當敏感，或許在經詳細研究後，可作爲檢測落塵之指標。

落塵影響作物種子發芽，由文獻上可知應為其組成分中之重金屬及鹽分(Shukla and Mishra 1986)之緣故，但何以反應不一，可能與遺傳背景有關。作物對環境有不同程度之反應，而表現即不一致。

表 2. 不同落塵水溶液之物理性質

濃度		pH	導電度
	%		μ S/cm
(control)	0	5.35	7.0
土塵	10	6.77	92.4
	20	6.87	116.2
	30	6.89	133.2
	40	6.86	160.9
	50	6.88	196.0
煤灰	10	5.98	188.0
	20	5.74	252.0
	30	5.54	414.0
	40	5.43	449.0
	50	5.39	503.7
水泥灰	10	12.27	669.0
	20	12.47	1023.0
	30	12.55	1380.0
	40	12.51	1418.0
	50	12.82	1552.0

表3.不同濃度土塵水溶液對作物種子發芽率之影響

濃度	發芽率			
	水稻	大豆	萵苣	菠菜
	%			
0(control)	98.3	100	98.3	95.0
10	98.3	100	100.0	66.7
20	96.7	100	100.0	40.0
30	91.7	100	96.7	36.7
40	90.3	98.3	85.0	20.0
50	86.7	96.7	81.7	18.3

表4. 不同濃度煤灰水溶液對作物種子發芽率之影響

	發芽率			
濃度	水稻	大豆	萵苣	菠菜
	%			
0(control	98.3	100	100	95.0
10	95.0	100	100	45.0
20	93.3	100	95.0	31.6
30	93.3	98.3	95.0	28.3
40	90.0	98.3	95.0	25.3
50	71.7	100	98.3	13.3

表5. 不同濃度水泥水溶液對作物種子發芽率之影響

	發芽率			
濃度	水稻	大豆	萵苣	菠菜
	%			
0(control)	100	100	98.3	98.3
10	98.3	100	91.7	38.3
20	96.7	98.3	93.3	31.7
30	95.0	96.7	53.3	28.3
40	88.3	98.3	53.3	16.7
50	85.0	78.3	48.3	11.7

3.落塵水溶液對作物苗期生長之影響

a.對水稻苗期生長之影響:

由落塵水溶液處理水稻種子，經七天之生長後，調查之結果如表6。由此試驗結果來看稻苗之生長隨水溶液濃度之增加，生長受抑制之情形，趨勢頗爲一致，苗高在水處理時，7天長爲25 mm左右，土塵抽取液由10％增爲50％時，苗長由26 mm依次遞減爲20.67、18.14、16.83及15.21 mm，受抑制現象至爲明顯。煤灰水溶液處理時，亦由27 mm 依次遞減至50％之13.33 mm，水泥水溶液處理時也很類似，苗高由25.67 mm漸減致13.33 mm。落塵水溶液對苗之根部亦有不同成度之影響，在水中生

長之稻苗在第七天時約31.67mm長，以土塵水液處理者僅在50％，在高濃度下減少約10％為28.67mm外，其於濃度處理均無顯著影響。煤灰之水溶液對水稻苗根初期之影響也均不顯著。而水泥水溶液在40％及50％有較明顯之抑制現象外也不顯著。以對稻苗地上部之影響而言，各處理影響均非常顯著，土塵之水溶液隨濃度增加，地上部鮮重隨之遞減。煤灰、水泥之水溶液之情形也同，而以水泥水溶液之抑制現象最為顯著，煤灰其次，土塵又次之。以對稻苗根部之影響而言，土塵在10％水溶液處理下，無顯著影響，但自20％起影響漸趨顯著，至50％已有47％左右之抑制。煤灰水熔液，較土塵水溶液對水稻苗根之生長之影響更為明顯，各不同濃度處理，稻根之生長僅為對照之15％～6％，水泥水溶液之影響也與煤灰相近。

表6.不同濃度落塵水溶液對水稻苗期生長之影響

濃　度		苗　　高	根　　長	地上部鮮重	根部鮮重
	%	mm	mm	mg/plant	mg/plant
(control)0		25.12±8.66	31.67±2.87	0.216±0.012	0.168±0.024
土塵	10	26.00±5.00	31.67±2.89	0.132±0.061	0.161±0.089
	20	20.67±10.26	35.12±2.51	0.115±0.035	0.145±0.036
	30	18.14±5.12	30.51±4.12	0.101±0.026	0.128±0.037
	40	16.83±8.68	32.16±1.94	0.093±0.009	0.098±0.012
	50	15.21±4.12	28.67±5.00	0.089±0.020	0.090±0.024
煤灰	10	27.12±8.66	32.16±6.06	0.234±0.015	0.102±0.016
	20	21.33±4.04	31.67±2.89	0.124±0.056	0.089±0.006
	30	15.16±4.12	24.86±5.29	0.102±0.060	0.069±0.010
	40	14.50±0.87	32.14±2.87	0.087±0.055	0.058±0.007
	50	13.33±5.77	33.33±2.87	0.059±0.017	0.040±0.001
水泥	10	25.67±4.04	46.67±5.77	0.114±0.017	0.138±0.03
	20	20.19±3.12	35.00±10.23	0.103±0.014	0.120±0.033
	30	18.42±5.12	31.67±2.87	0.100±0.028	0.078±0.48
	40	14.89±3.16	25.16±5.13	0.069±0.005	0.056±0.040
	50	13.33±2.87	21.18±6.62	0.051±0.004	0.012±0.002

綜合而言，煤灰及水泥之水溶液對水稻苗初期之生長，具有較顯著之影響，尤以在高濃度下為然，而土塵則在較高濃度時影響較為顯著。

b.落塵水溶液對大豆苗期生長之影響:

由表7所示之試驗結果可知，土塵水溶液似對大豆苗高無顯著之影響，對大豆

根長之影響較明顯，尤以自20％以上，更爲顯著。雖土塵水溶液對苗高無影響，但對苗地上部之鮮重則較有明顯之抑制現象，由實際觀察，土塵水溶液處理之大豆苗較水處理者細小。對根部之鮮重也有顯著之抑制，且隨濃度增大，抑制作用愈顯著。

表 7. 不同濃度落塵水溶液對大豆苗期生長之影響

濃 度	苗 高	根 長	地上部鮮重	根部鮮重
%	mm	mm	mg/plant	mg/plant
(control)0	38.40± 7.94	55.83± 6.21	2.16±0.63	1.12±0.64
土塵10	39.67± 5.78	50.33± 0.57	1.38±0.43	1.04±0.51
20	36.37± 5.77	36.67± 5.77	1.17±0.40	1.03±0.37
30	36.67± 5.77	28.33± 2.89	1.04±0.29	1.00±0.21
40	36.67± 5.77	26.67± 5.57	1.02±0.30	0.85±0.17
50	33.33± 5.77	26.67± 5.57	1.00±0.18	0.74±0.14
煤灰10	30.00±10.00	33.67± 3.10	0.92±0.28	0.88±0.25
20	25.00± 7.35	21.67± 7.64	0.99±0.75	0.61±0.22
30	20.00±10.00	17.13± 7.33	0.86±0.28	0.59±0.67
40	17.73± 1.62	15.00± 8.66	0.53±0.37	0.54±0.40
50	14.67± 4.16	13.67± 5.03	0.42±0.19	0.21±0.14
水泥10	40.00±10.00	32.67±11.68	1.99±0.37	1.08±0.24
20	39.00± 9.71	29.33± 7.51	1.61±0.24	1.04±0.31
30	36.00± 4.58	18.33± 7.64	1.40±0.31	0.73±0.29
40	26.33± 5.77	15.21± 5.34	0.67±0.07	0.49±0.21
50	24.67± 3.11	12.06± 2.53	0.51±0.09	0.36±0.32

由煤灰水溶液對大豆苗期生長之影響看，不論苗高、根長、地上部鮮重或地下部鮮重，均因煤灰水溶液濃度之增加，而有愈來愈明顯之抑制現象。對苗高之抑制由22％增至61％，根長之抑制由40％增至77％，地上部鮮重也可由58％增至81％之抑制，而根鮮重也由22％增至82％，影響顯著。

至於水泥水溶液對大豆苗期之影響，情形與煤灰水溶液對大豆苗期生長之影響相近似。故落塵水溶液對大豆苗期之生長，以煤灰影響最大，水泥次之，土塵又次之。

c.落塵水溶液萵苣苗期生長之影響:

落塵水溶液對萵苣苗期生長之影響，如表8所示。水泥水溶液對萵苣苗期生長影響最大，不論苗高、苗根長、苗地上部鮮重及地下部鮮重，均明顯抑制，萵苣苗

初期生長對煤灰水溶液之反應，較不如水泥水溶液强烈，但仍然有顯著之抑制現象。土塵水熔液對萵苣苗期生長之反應較不明顯，但由調查數據顯示，與對照組比較，仍然具有統計上之差異，尤以苗高及根長爲然，鮮重之差異較不明顯。故整體而言，萵苣對水泥較爲敏感，煤灰其次，土塵又次之。

表 8. 不同濃度落塵對萵苣苗期生長之影響

濃度	苗高	根長	地上部鮮重	根部鮮重
%	mm	mm	mg/plant	mg/plant
(control)0	38.33± 2.88	45.12± 5.00	0.092±0.031	0.059±0.041
土塵10	30.16± 5.14	30.00± 7.07	0.094±0.007	0.060±0.012
20	25.23± 6.25	29.56± 4.12	0.089±0.030	0.053±0.021
30	24.24± 4.02	27.26± 8.12	0.081±0.052	0.056±0.041
40	26.18± 1.94	26.23± 6.24	0.069±0.026	0.049±0.004
50	24.05± 8.12	27.54± 8.23	0.063±0.007	0.050±0.012
煤灰10	31.12± 6.32	31.67±10.41	0.072±0.021	0.046±0.032
20	30.06± 5.12	30.00±10.00	0.063±0.024	0.036±0.026
30	25.14±13.23	25.00±11.12	0.052±0.016	0.024±0.024
40	21.67± 2.88	20.16± 5.23	0.040±0.005	0.021±0.012
50	17.5 ± 6.12	15.24± 7.07	0.031±0.003	0.016±0.006
水泥10	25.12± 4.13	8.67± 2.52	0.032±0.010	0.012±0.018
20	15.26± 6.12	6.71± 2.88	0.020±0.012	0.010±0.004
30	11.67± 2.14	4.12± 5.12	0.012±0.006	0.008±0.006
40	8.22± 2.96	2.16± 2.02	0.006±0.003	0.006±0.001
50	5.12± 5.12	2.00± 1.74	0.003±0.003	0.003±0.001

d.落塵水溶液對菠菜苗期生長之影響:

落塵水溶液對菠菜苗期生長之影響，如表9所示。由此試驗結果可知，土塵水溶液在30％以上之高濃度下，對菠菜苗高、根長、地上部及根之鮮重均具有明顯抑制作用。煤灰水溶液除了10及20％對菠菜根長無明顯影響外，其它對菠菜苗期生長均隨濃度增加，影響漸趨增大。而水泥水溶液均對菠菜苗期生長有明顯的影響，濃度愈高，影響愈顯著。故綜合而言，各種落塵水溶液，均會影響菠菜苗期之生長。

Borka(1980)發現水泥灰明顯抑制大麥及小麥之生長。Lerman (1972)也證明水泥落塵使菜豆(bean)之發芽，生長及產量均受到嚴重之影響。Parthasarthy 等 (1975)以水泥灰之水溶液澆溼於玉米盆栽之土壤中，結果使玉米形態，生物量均受到不同成

度之影響。而Singh and Rao(1981)也證明水泥灰確實使小麥之產量受到影響。Shukla等(1986)以油菜試驗，證明若每天加3～7g於每m²之土上，連續90天，可使油菜產量減少。Shukla and Mishra(1986) 也證明飛灰可使玉米及大豆之苗期生長受到抑制，發芽率也受到影響。以上在在均證明落塵確可影響作物之生長。

本研究僅以落塵影響種子發芽及苗期生長之部份資料加以整理。對作物後期之生長、產量、品質及對生理作用之影響，待繼續試驗研究，以詳細探討落塵對作物生長之影響。

表 9. 不同濃度落塵水溶液對菠菜苗期生長之影響

濃　度	苗　高	根　長	地上部鮮重	根部鮮重
%	mm	mm	mg	mg
(control)0	38.33± 2.88	42.46± 5.23	0.115±0.740	0.023±0.005
土塵10	34.00±10.77	56.00± 6.77	0.072±0.007	0.026±0.006
20	37.33± 4.04	45.67±10.11	0.067±0.040	0.030±0.010
30	28.33±15.28	40.32±16.12	0.053±0.004	0.017±0.002
40	25.67±10.16	38.12±10.12	0.040±0.050	0.010±0.004
50	17.16± 4.24	30.68± 9.86	0.034±0.009	0.009±0.003
煤灰10	29.27±10.16	55.16± 9.50	0.192±0.154	0.019±0.012
20	27.67±12.50	40.12± 6.83	0.125±0.640	0.014±0.010
30	20.12± 9.33	32.12±10.12	0.082±0.009	0.010±0.006
40	14.16± 8.12	30.06± 8.24	0.062±0.004	0.009±0.005
50	12.20± 6.13	25.16± 8.12	0.049±0.006	0.006±0.008
水泥10	33.50± 2.12	25.00±14.14	0.153±0.037	0.027±0.011
20	29.67±15.50	20.08±12.21	0.110±0.070	0.018±0.013
30	23.33± 5.77	15.00±13.23	0.077±0.090	0.013±0.009
40	17.16± 8.12	10.65± 1.16	0.062±0.004	0.009±0.006
50	10.24± 2.64	8.24± 7.10	0.040±0.003	0.005±0.002

引用文獻

朱德民. 1990. 植物與環境逆境.國立編譯館.

黃正義. 1991. 空氣污染源與防治.第五章微粒物質. p. 169-299. 淑馨出版社。

張能復. 1991. 污染源介紹及污染物擴散 ——空氣污染．取自"公害鑑定研習班講義，行政院

環境保護署" p. 66-127。

孫岩章 謝進修. 1991. 黑煙微粒之顯微鑑定・取自"公害鑑定研習班講義，行政院環境保護署" p. 390-419.

行政院環境保護署. 1991. 中華民國台灣地區環境資訊. 第三章空氣品質. p. 32-70。

台灣省環境保護處. 1991. 台灣省環境空氣品質年報(中華民國七十九年)第一篇. p. 1-38。

Aitken, R.L. and L.C. Bell. 1985. Plant uptake and phytotoxicity of boron in Australian fly ashes. Plant and Soil 84: 245-257.

Berg, W.A. 1978. Aluminium and Manganese Toxicities in Acid Coal Mines Wastes. p. 141-150. In : Environmental Management of Mine Wasttes. (G.T. Goodman and M.J. Chadwick, eds) Environmental Management of Mine Wartes. The Neterlands.

Borka, O. 1980. The effect of cement dust pollution on growth and metabolism of *Helianthus annuus* Environ. Pollut. Ser.A. 22: 75-79.

Elseewi, A.A. and A.L. Page. 1984. Molybdenum enrichment of plants grown on fly ash - treated soils. J. Environ. Qual. 13: 394-398.

Funk, D.W. and E.K. Bonde. 1986. Effects of artificial acid mist on growth and reproduction of two alpine plant species in the field. Amer. J. Bot. 73: 524-528.

Lerman, S. 1972. Cement-kiln dust and the bean plant (*Phaseolus vulgaris* L. Black Valentine var): Indepth investigations into plant morphology, physiology and pathology. Ph. D. Dissertation , Univ. of Calif., Riverside.

Parthasarthy, S., N. Arunachalam, K. Nataragan, G. Oblisami and G. Rangaswami. 1975. Effect of cement dust pollution on certain physical parameters of maize crop and soils. Ind. J. Environ. Hlth. 17: 114-120.

Petruzzelli, G., L. Lubrano and S. Cervelli. 1987. Heavy metal uptake by wheat seedlings grown in fly ash - amended soils. Water, Air, and Soil Pollution 32: 389-395.

Shukla, K.N. and L.C. Mishra. 1986. Effect of fly ash extract on growth and development of corn and soybean seedlings. Water, Air and Soil Pollution 27: 155-167.

Shukla, J., V. Pandey, S.N. Singh, M. Yunus, N. Singh and K.J. Ahmad. 1990. Effect of cement dust on the growth and yield of *Brassica compestris* L. Environ. Pollut. 66: 81-88.

Singh, S. N. and D. N. Rao. 1981. Certain responses of wheat plants to cement dust pollution. Environ. Pollut. Ser. A. 24: 75-81.

Wallance, A. and G.A. Wallance. 1986. Enhancement of the effect of coal fly ash by a polyacrylamine soil conditioner on growth of wheat. Soil Sci. 141: 387-389.

模擬酸雨對臺灣中部極育土陽離子淋溶的影響

The Effects of Simulated Acid Rain on Cation Leaching of an Ultisol in Central Taiwan

康敏捷[1]　林登秋[2]　王明光[1]　金恆鑣[2]

M. H. K'ang　T. C. Wang　M. K. Wang　H. B. King

臺灣大學農業化學系[1]
National Taiwan University

臺灣省林業試驗所[2]
Taiwan Forestry Research Institute

中文摘要

酸雨對土壤的影響，主要是造成鹽基陽離子的淋溶及土壤的酸化。台灣地區酸沉降的研究，大多著重於雨水性質的調查，少有對土壤影響的報告。本試驗試選取台灣中部蓮華池森林集水區砂質極育土，以試驗室內的管柱淋溶試驗法，探討不同pH值的模擬酸雨，對於該土壤鹽基陽離子淋溶之影響。

試驗發現模擬酸雨會加速土壤鹽基陽離子的淋溶。pH=2.6的模擬酸雨對於土壤陽離子淋溶的影響比pH=3.6及pH=4.6的模擬酸雨處理來得大，而pH=3.6與pH=4.6的處理之間的差異並不大。此由於pH=2.6的模擬酸雨含有較多的H離子及硫酸根離子，淋溶時會造成有些黏土表面之可交換性鹽基陽離子和鋁離子溶解。可交換性鋁之增加，可能對林木根群造成不良的影響。本試驗也發現表土層淋溶出來的陽離子比其下壤淋溶出更多的。但在pH=2.6處理下，其淋溶液pH值下降的幅度較底土小。這可能由於表土層之富含有機質，導致表土對酸雨的緩衝能力大於底層。

蓮華池森林砂質極育土對酸雨的緩衝作用，主要機制有三: 以pH=2.6的模擬酸雨淋溶土壤，土壤對H的緩衝作用，主要機制爲黏土的鋁邊緣(Al-site)和鋁氧化物的溶解。pH=3.6的酸雨處理，主要因子爲陽離子的交換和硫酸根的吸附，pH=4.6的酸雨處理，則主要機制爲陽離子的交換與硫酸根的脫附。

關鍵詞: 模擬酸雨、鹽基陽離子、淋溶

ABSTRACT

Acid rain enhanced cations leaching and soil acidification, particularly in sandy soils. Most researchers emphasized on the properties of acid rain, and paid less attention to investigate the influence of acid rain on soil properties. This study used column leaching technique to investigate the effects of simulated acid rains on cation leaching of an Ultisol of the Lien-hua-chi watershed in the central Taiwan. The results indicated that simulated acid rain increased cations leaching from soils. The pH=2.6 simulated acid rain solutions had leached substantially more cations from soils than those of pH=3.6 and pH=4.6 simulated acid rains. This was because pH=2.6 simulated acid rain solutions contained more protons and sulfate ions , which exchanged with cations and dissolved aluminum from clays. The treatments of pH=3.6 and pH=4.6 acid rain solutions showed no major differences on cation leaching. Simulated acid rain solutions enhanced the leaching of exchangeable and dissolved aluminum from tested soils. The toxicity of aluminum might produce the ecological problems. The results also indicated that the top soils leached more cations than the deeper soils. However, when treated with pH=2.6 simulated acid rain, the pH of the leachate solution in surface soils decreased not stongly as those of underlying soils. This might result from relatively higher organic content in the soils. Three mechanisms were proposed to govern proton buffering capacity of the studied soils. The major mechanism of soils leaching with pH=2.6 simulated acid rain solutions, was the dissolution of aluminum oxides or Al in the clay complexes. Cation exchange and sulfate adsorption were the key factors governing the buffering of soils treated with pH=3.6 simulated acid rains. Exchangeable cations were the major factor for proton buffering capacity for soils treated with pH=4.6 simulated acid rains.

Key words: Simulated acid rain, base cations, leaching

前　　言

近幾十年來有關酸性沉降(即通稱酸雨)對湖泊及森林的影響，已成爲世界各國重要的環保課題之一。特別是在歐美地區，由於酸性沉降可能是大規模森林衰的主因，故有大批科學家投入酸性沉降對森林生態系影響的研究。國內近年來亦開始重視到酸雨對於生態環境所造成的影響 (King and Hsia 1992)。King(1986) 分析台北市六年半內(1980年 6月至 1986年 12月)的雨水性質,結果發現有 81% 的雨水 pH值低於 5.65,其中值爲 4.8, 而洪佳章、陳鎭東於1987 年報告指出， 高雄市雨水 pH 值小於 5.0 的頻率爲 54.2%，最低值爲3.82。顯示台灣地區正受到

酸性沉降物的威脅。最近金恆鑣等人也著手研究酸性沉降對台灣地區森林生態系可能的負面影響 (King and Huang 1983; King and Chi 1991)。

酸性沉降物進入森林後，經過林冠與枝幹，最後滲入森林土壤。酸性沉降物進入森林土壤後除了會影響植物根部吸收及土壤微生物生長及組成，對土壤本身則會加速土壤的酸化及鹽基陽離子的淋溶，將鹽基陽離子從土壤溶液中淋溶至地下水或地表水；另外，也可能會造成土壤溶液中毒性鋁的移動性(Johnson and Cole 1977；Reuss 1978；Van Breemen *et al.* 1983；Overrein 1972；Rutherford 1985)。

酸性沉降物造成土壤鹽基陽離子的淋失，使得植生所需養分缺乏是類有效元素，而土壤中陽離子的淋溶與陰離子的活動力有關(Johnson *et al.* 1986)。基於電荷平衡原理，陽離子會隨著陰離子的移動而被帶走。土壤吸附陰離子，可使得陰離子的移動性減緩，因而降低鹽基陽離子的淋溶。雖然森林土壤會因土壤內碳酸和有機酸的存在會自然的酸化，但大量酸性沉降會加速土壤的酸化及鹽基陽離子的淋溶。

酸性沉降中受生態學家關心的陰離子主要爲 SO_4^{-2} 和NO_3^-，兩者均爲植物生長所必須的有效養分，NO_3^- 大部分被植物吸收或被淋洗，留下多餘的SO_4^{2-}。在許多土壤中，由於鐵、鋁氧化物對硫酸根有專一性吸附 (specific adsorption)的現象 (Singh *et al.* 1980)，使得硫酸根的移動性，遠小於NO_4^{2-}。因此，土壤吸附SO_4^{2-}能量，被認爲是評估和預測酸沉降對土壤的影響之一個重要指標(Johnson and Todd 1983)。只要有SO_4^{2-}被土壤保留，則陽離子的淋洗機會就會減少。因此，土壤對 SO_4^{2-} 的吸著(retention)可延緩集水區土壤受到酸性沉降的反應。許多集水區系統模式，皆用 "SO_4^{2-} 平衡"來作爲生態系負荷酸的主要指標，以此來預測酸沉降對水生系統的影響(Galloway *et al.* 1983)。本研究選擇蓮華池試驗集水區的砂質極育土壤來研究不同pH值的模擬酸雨，對於土壤SO_4^{2-} 吸附量及鹽基陽離子淋溶的影響。

材料與方法

採樣地點的描述

蓮華池試驗集水區位於南投縣魚池鄉的水里溪上游，是林業試驗所所屬的試驗森林集水區之一。第三號集水區(圖一)的面積約爲 3.4公頃，海拔爲 723 公尺，其地形陡峭，平均坡度爲 69％；年平均降雨約爲 2200 mm，其中有80 ％集中在溼季(5月至9月) (Koh *et al.* 1978)；每月平均溫度約爲 20.6℃；而覆蓋的植生爲常綠闊葉混生林，主要的樹種是樟科和殼斗科(Horng *et al.* 1987)；地質由第三紀的砂岩及頁岩所構成。由過去之研究得知，此處森林土壤已有一定程度之酸化，且已有酸雨對森林生長之影響，及多年之氣象資料，但缺乏酸雨對土壤淋溶及酸化影響之資料，故乃選擇蓮華池地區森林土壤，做爲研究之對象。

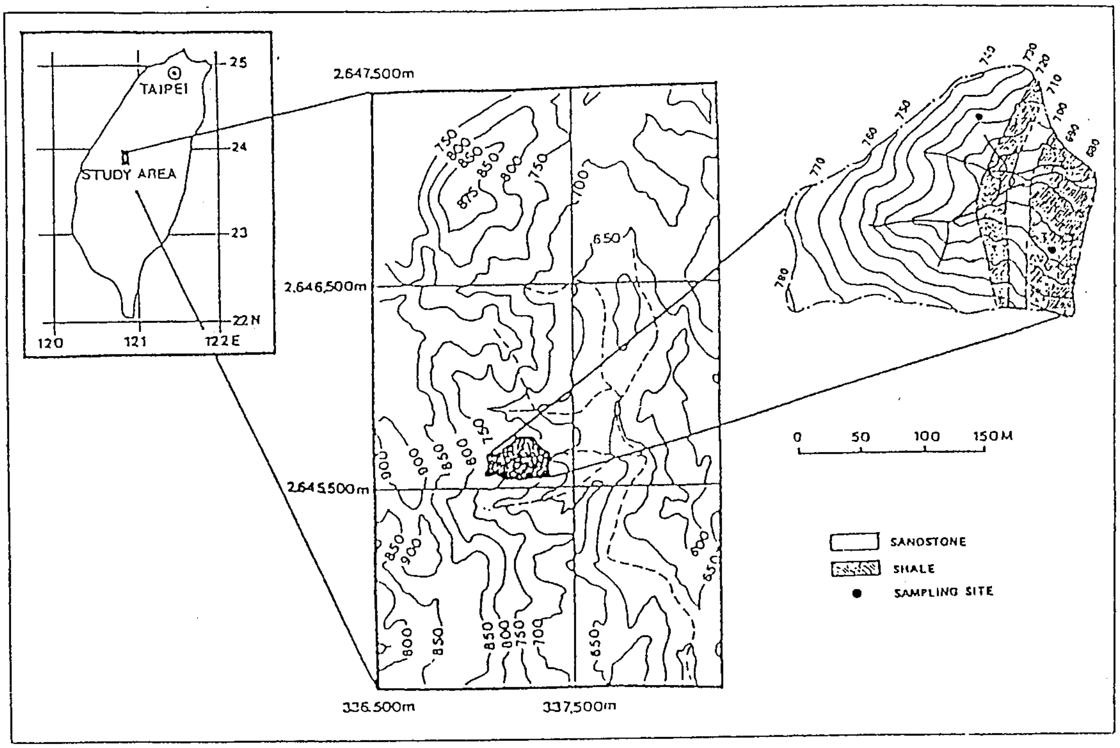


Figure 1. Location and bedrock geology of the Lein-hwa-chi experimental watershed III.

供試土壤之選取

本實驗所用的土壤爲採自蓮華池第三號試驗集水區發育自砂岩的土壤，主要的黏土礦物是伊萊石與蛭石，但含量少；在分類上屬於典型簡育溼潤極育土(Typic Hapludult) (King 1986)。自選取的代表性剖面內，採取表土 (0-10 cm)和底土兩層(10-40, 40-60cm)。

供試土壤的基本理化性質之測定

採得的土壤經風乾、磨碎、過篩 (2 mm)，經混合均勻後，儲存於塑膠袋中，分析其基本的理化性質：土壤 pH值，土壤質地，土壤有機質，飽和導水度，Soluble SO_4^{2-} 及 adsorbed SO_4^{2-} (Johnson and Todd 1983)，陽離子交換能量(CEC)，可交換陽離子，鹽基飽和度(BS %)以及土壤中的鐵、鋁氧化物。

模擬酸雨對森林土壤化學性質的淋溶試驗

本實驗是以管柱淋溶(column leaching) 來進行，以下分成四個部份來說明實驗的進行過程：

1. 土柱的裝填與飽合:本實驗所用的淋溶裝置(如圖二)爲長度 13cm，內徑 2.54cm的透明壓克力管裝填前，先在管柱底端鋪上1克的玻璃綿、細目鋼網、一張 Whatman No.1濾紙玻璃棉使用前，先以 1N HCl浸泡 24小時，再以去離子水清洗至其電導度、pH值與

去離子水大約相等爲止 每一層樣品皆取一定重量，粒徑小於 2 mm的土壤(65.87克)來裝填。裝填時，每根土柱皆裝填至 10 公分高，使每根土柱的土壤總體密度(1.3 Mg/m)儘量一致。裝填好的土柱，由下端注入去離子水，待上端土壤浸水後，停止注水，靜置 48小時，以達完全飽和。

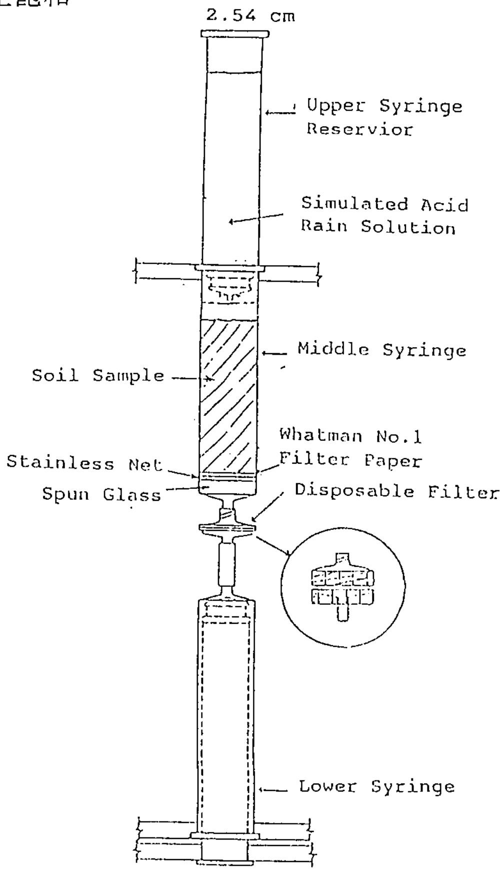


Figure 2. Drawing shows the leaching column apparatus.

2. 模擬酸雨的配製:取20公升的去離子水，以 0.01N 硫酸溶液，分別調整 pH值至4.6、3.6、2.6。模擬酸雨溶液成分分析，其各化學組成列於表一。

Table 1. Composition of simulated acid rain at different pH values.

Treatments	pH	Conductivity	SO_4^{2-}	K	Na	Ca	Mg	Al
		μ S/cm	mmol/L			μ mol/L		
1	4.6	10.9	0.009	4.2	0.5	1.1	0.2	26
2	3.6	74.8	0.110	2.0	1.6	1.0	0.3	23
3	2.6	905.0	1.491	3.3	0.4	0.3	0.1	49

3. 淋溶過程：

整個淋溶試驗是以眞空抽氣機 (mechanical vacuum extractor) 裝置來進行試驗。飽和水的土柱，裝上機器，設定一定的淋溶速率(1 cm/hr)，以所配製的三個 pH值(4.6、3.6、2.6)之模擬酸雨來淋溶。淋溶速率的決定，是根據所有土樣的飽和導水度之平均值。模擬酸雨溶液由裝置頂端注射筒加入後，啓動機器，機器會每隔一定時間(2.5小時)自動停止之後，取下下端的注射筒，將注射筒內的淋溶液(leachate)倒出收集，儲存於4℃下以備分析。

機器運轉的時間是根據淋溶速率(1 cm/hr)，及整根土柱的孔隙體積(pore volume，簡寫成PV)而來，而孔隙體積是由土壤裝填至 10公分時的土柱體積，乘以土壤孔隙率(porosity)計算得到，爲 25.6ml；而土壤孔隙率是由土壤的總體密度(1.3 Mg/m)和土壤固相(solid phase)的密度(2.65 Mg/m) 所求得。所有土柱開始時，每一孔隙體積 (PV) 收集一次，至15PV後，每二 P V 收集一次，直至 25PV 爲止。

4. 化學分析項目:

收集到的淋溶液，分析其pH值、K^+、Na^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、Al^{3+}、SO_4^{2-}，觀察每一PV 的變化情形。淋溶後的土壤亦測其 pH值、K^+、Na^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、Al^{3+}、SO_4^{2-} 含量。分析方法及使用儀器可參閱 King and Hsia (1992)。

結果與討論

供試土壤的基本理化性質：

本實驗所選用的土壤，其黏粒含量範圍由 25％ 至 28％ 左右，其質地爲砂質黏壤土(表二)。此森林土壤，表土，有機質含量在 3～4％ 之間，隨著土壤深度增加而銳減。 土壤之pH值則介於4.2至4.5之間。土壤的最主要可交換性陽離子爲鋁(表二)。其交換性鋁所佔比例範圍由 86％至 90％左右。可抽出性硫酸根，隨著深度增加而增加。

模擬酸雨對於土壤陽離子淋溶的影響：

土壤淋溶液之pH值隨PV增加而變化的情形：

以 pH=3.6及 pH=4.6 的模擬酸雨處理，其淋出液的pH值有逐漸上升的趨勢 (圖三)， 表示土壤對 pH=3.6及 pH=4.6的處理，具有較強烈的緩衝能力。而 pH=2.6的處理，則遠超過了陽離子交換的緩衝範圍(pH 4.2-5.0)而進入了鋁的緩衝範圍(pH 3.0-4.2)，故土壤的淋出液之pH值，隨著 PV 增加而降低，但不低於 3.0 (圖三)。

Table 2. Soil pH, particle size distribution, organic matter and exchangeable Al and cations, cation exchange capacity(CEC), base saturation(BS), extractable SO_4^{2-}, and extractable Fe, Al tested soils.

Horizon	Depth	pH (1:1)			Sand	Silt	Clay	Texture	Organic Matter
	cm	H_2O	$CaCl_2$	KCl	%				%
A	0-10	4.20	3.65	3.33	49.33	25.04	25.63	S C L[@]	3.72
E	10-40	4.44	3.84	3.56	46.81	24.54	28.65	S C L	0.71
E/B	40-60	4.44	3.84	3.54	50.35	21.01	28.63	S C L	0.71

Horizon	Depth cm	Exchangeable cations[@@]							Extractable SO_4^{2-}	
		Ca	Mg	K	Na	Al	CEC	BS	H_2O	Na_2HPO_4
		mmol/kg						%	mmol/kg	
A	0-10	0.07	0.19	0.96	0.01	7.43	12.54	0.97	0.24	0.31
E	10-40	0.04	0.09	0.55	0.11	5.83	10.93	0.71	0.32	0.73
E/B	40-60	0.02	0.06	0.54	0.02	5.86	11.46	0.56	0.32	0.85

Horizon	Depth cm	Dithionite-citrate		Ammonium oxalate		Sodium pyrophosphate	
		Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
		g/kg					
A	0-10	6.62	2.09	2.34	1.47	3.69	2.24
E	10-40	8.37	2.26	1.96	1.39	4.39	2.00
E/B	40-60	8.97	2.45	1.92	1.36	4.42	2.04

[@] SCL : sand clay loam [@@]以 1N NH_4OAc(pH=7.0)溶液萃取

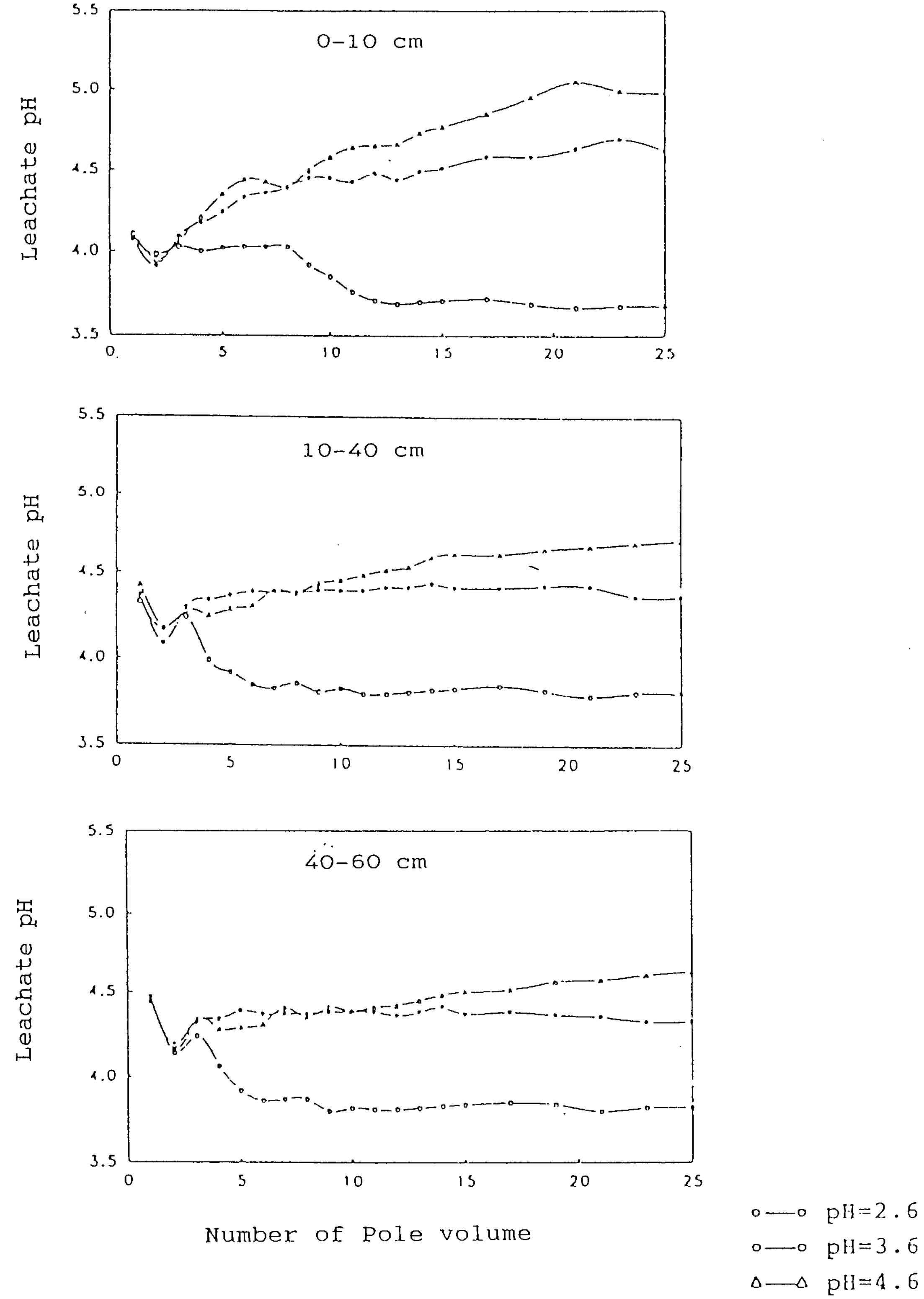


Figure 3. Changes in pH value in the leachate of tested soil with pore volumes after 3 levels of simulated acid rain treatments.

土壤以pH=3.6與4.6 的酸雨處理，其 pH 上升可能是因爲模擬酸雨的加入，土壤吸附了其中的SO_4^{2-}，而將本身的 OH^- 取代出來，釋放至土壤溶液中，使得 pH值上升，也可能因爲模擬酸雨中的 H^+，將土壤表面上陽離子交換出來，與水發生水合現象，此時溶液中的SO_4^{2-}與氫氧根競爭陽離子，釋放出OH^-，使 pH值上升。而這些反應在 pH=4.6 的酸雨處理中較爲激烈，所以其 pH 上升的幅度比較大。由於 pH=2.6的模擬酸雨其酸度大，SO_4^{2-} 取代出來的 OH^-，被 H^+ 中和掉，淋出液的 OH^- 減少另外也可能是因爲 Al 的釋放，Al 發生水解，放出 H^+，而使 pH值很迅速的下降。而表土層，在 pH=2.6 處理下，其淋出液 pH值下降的幅度較底土小。這可能由於表土層之富含有機質，導致表土對酸雨的緩衝能力大於底層。

土壤淋溶液之陽離子隨PV 增加而變化的情形:

土壤中所有測試的陽離子，均隨著 PV 的加入而增加釋放，釋放量以 K與Al 最多(圖四)。這是因爲原本土壤中 K與Al 的含量就遠比其它陽離子高(表二)。也因爲如此所以 K 與Al 的累積釋放量較其它陽離子慢達到穩定(圖四)。除了鈉以外，在 pH=2.6模擬酸雨之處理，所有陽離子的釋放，都較 pH=3.6 及4.6的模擬酸雨處理來的快而多，而 pH=3.6及4.6的酸雨處理，所造成的陽離子的釋放情形差異並不大(圖四)。這是因爲 pH=2.6的酸雨超過了陽離子交換的緩衝範圍，所以一般的陽離子都很快的被淋溶出。土壤對 pH=3.6及4.6的酸雨處理均有相當强的緩衝能力，所以兩者雖造成陽離子的釋放，但淋溶情形較不劇烈，且兩者間差異並不大，而釋放量也遠較 pH=2.6 之酸雨處理少(圖四)。鈉的釋放較特殊，在不同 pH 值酸雨處理及不同土壤層次，其陽離子釋放都很快趨於穩定(圖四)。這可能是因爲土壤對鈉的吸附非常弱，所以可被淋溶的鈉很快就釋放被出來，而不同 pH 值酸雨處理的結果差異有限。

同樣在 pH=2.6模擬酸雨之處理，表層土陽離子釋放量比底層土多(圖四)，可能是因爲表層土原來陽離子的含量比底層土多，所以可被淋溶的量就比底層土多。而土壤對 pH=3.6及4.6的酸雨處理有良好的緩衝能力，所以在不同土壤層次造成陽離子的釋放情形差異並不大。鈣在土壤底層含量非常低(表二)，可被淋溶的量很有限，所以不同 pH值的酸雨處理造成陽離子的釋放情形差異也不大(圖四)。

硫酸根隨PV 增加而變化的情形：

所有土壤, 以pH=2.6的模擬酸雨處理，除了剛開始時，淋出液中硫酸根濃度較低，有吸附的現象產生，爾後加入的硫酸根，遠大於土壤所能吸附的量，土壤很快就達飽和，流出的濃度與加入的濃度相近，所以淋出液硫酸根濃度很快就達到穩定(圖五)。而以 pH=3.6與 pH=4.6的模擬酸雨處理，其硫酸根的釋出量均很低，雖然 pH=3.6的處理大於 pH=4.6的處理，但兩者並沒有明顯的差異(圖五)。

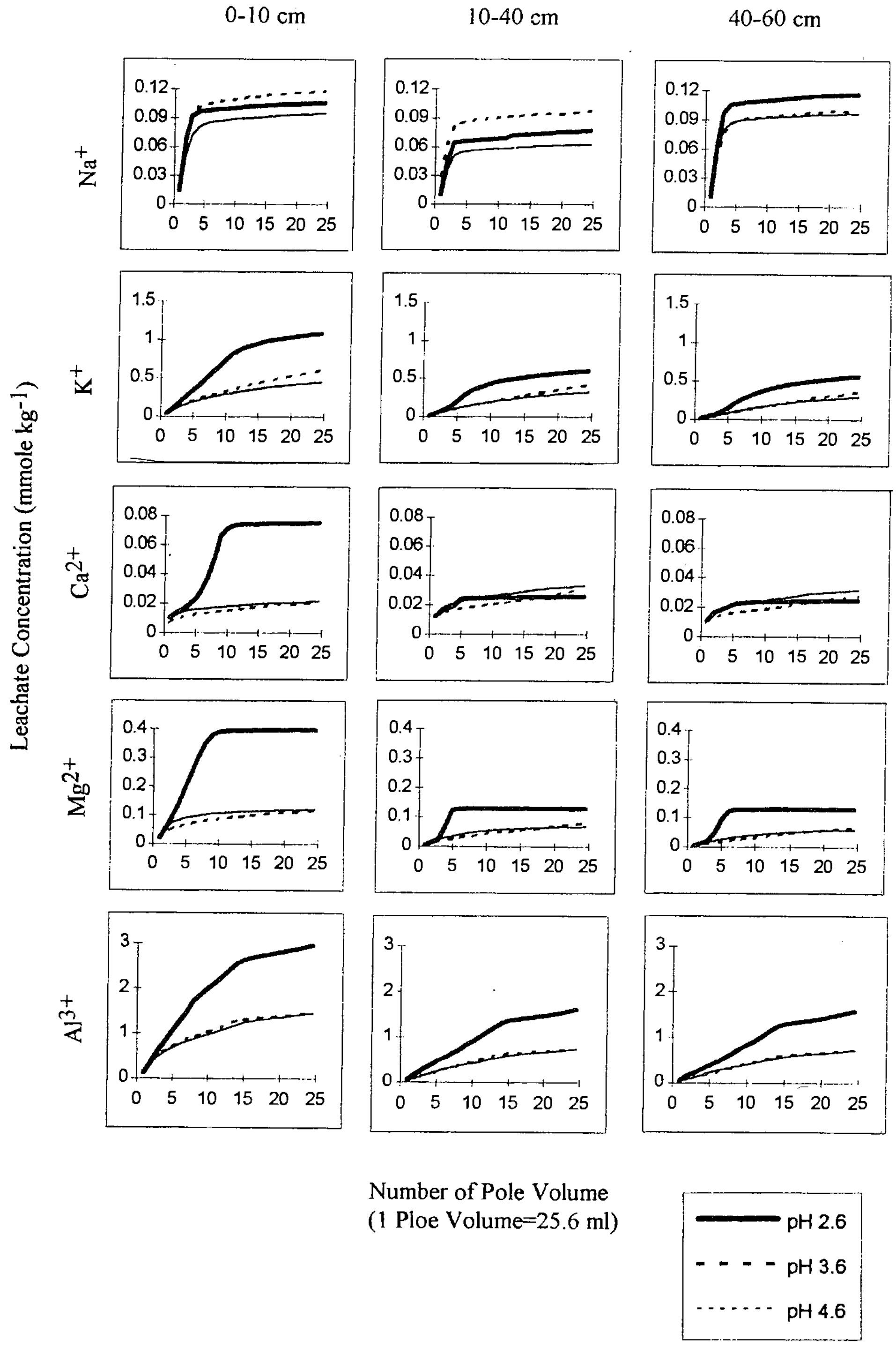


Figure 4. Changes in the accumulative amounts of cations in the leachate of tested soils with pore volumes after 3 levels of simulated acid rain treatments.

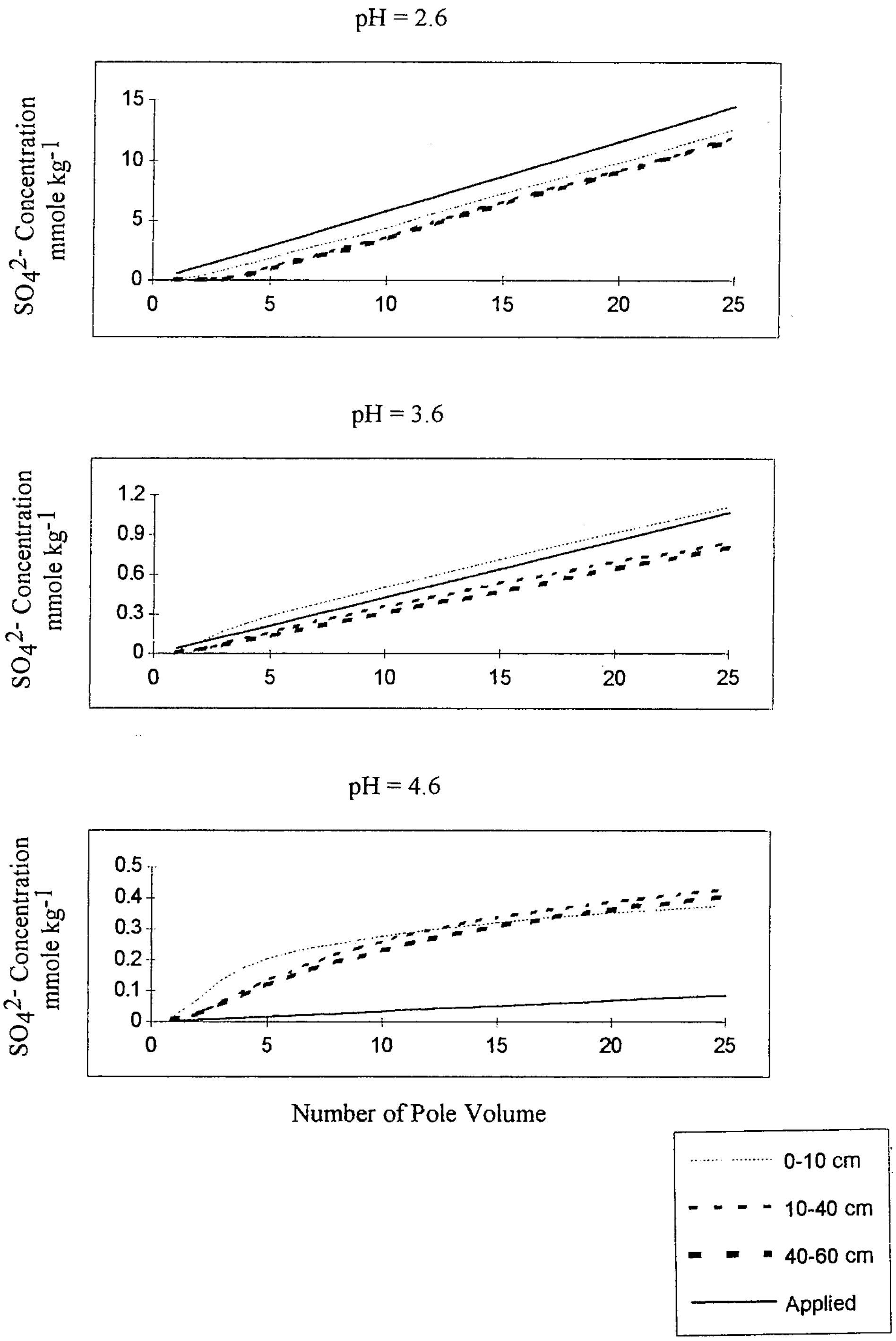


Figure 5. Changes in the accumulative sulfate content in the leachate of the tested soils with pore volumes after 3 levels of simulated acid rain treatments.

土壤對酸性物質的緩衝能力

土壤以 pH=2.6 的模擬酸雨處理，所有土壤淋出液之pH值，在 2PV ～5PV 時，有略微上升的趨勢(圖三)，在pH 值略微上升的同時，淋出液中SO_4^{2-}濃度均很低(圖五)，表示此時加入的SO_4^{2-}被土壤吸附，被土壤吸附的SO_4^{2-}，可將土壤表面上的 OH^- 交換出來，中和一部份的 H，故 pH 值可以上升。另外，由圖二可知剛開始以 pH=2.6之模擬酸雨淋洗時，鹽基陽離子的釋放有隨PV增加而增加的趨勢。這種變部份可能是因爲淋溶未達平衡，此外外來的 H 因離子交換作用，將鹽基陽離子交換至淋出液中，而使得淋出液中H濃度減少，pH值也就跟著上升。所以在 1～5 PV內，土壤對酸性物質的緩衝能力，是由於鹽基陽離子的交換和硫酸根的吸附(Clayton *et al.* 1991)。

在 5PV 之後，pH值持續下降，此階段淋出液SO_4^{2-}濃度迅速上升，達到一穩定値(圖五)，淋洗出的SO_4^{2-}與加入的SO_4^{2-}濃度接近，表示此時土壤已呈SO_4^{2-}飽和沒有再吸附SO_4^{2-}的能力，也沒有 OH^- 被交換出來。外來的大量 H^+ ，可將土壤表面的陽離子交換出來，但因此同時淋出液有大量的鋁離子釋放，其鋁釋放量，比同一PV下鹽基陽離子釋放量來得高，Al會與水發生水解，而放出 H^+，使得淋出液之 pH值降低。故此時 pH值下降主要是由於 Al 的釋放。因此階段 H消耗的機制，是由於黏粒的鋁邊緣(Al-site)及鋁氧化物的溶解(Ulrich 1980)。

所有土壤樣品以 pH=3.6的模擬酸雨處理，其淋出液 pH值在 2PV 之後，持續上升，表土層由3.9上升至4.6左右，底土約由4.1至4.2左右(圖三)，是由於加入的硫酸根被土壤吸附，釋放出OH^-，而使淋出液 pH值上升 而在此同時，鹽基陽離子的釋放量，在 2PV 左右釋出量較多；而後隨著 PV 增加而釋出減少 所以底土，對H的緩衝能力，在以 pH=3.6的模擬酸雨處理時，主要是由於鹽基陽離子的交換，和硫酸根的吸附。 而兩類土壤的表土層，在開始時，淋出液硫酸根的濃度，大於加入的濃度 (圖五)，此表示土壤表面上的硫酸根，被脫附出來，土壤溶液中硫酸根濃度增加，造成鹽基陽離子的淋溶增加(圖四)，故此兩類土壤的表土層，以 pH=3.6的模擬酸雨處理後，土壤對 H^+ 的緩衝能力，剛開始時，主要爲鹽基陽離子的交換，而後當硫酸根吸附爲正値時，硫酸根的吸附對 H^+ 的消耗才有貢獻。

所有土壤樣品以pH=4.6 的模擬酸雨處理，其淋出液 pH值在 2PV 之後，也是持續上升，而且上升的幅度，要比 pH=3.6之處理來的大，表土層由 3.9 上升至4.9左右，底土約由 4.2升至 4.7左右(圖三)但此時硫酸根的吸附皆爲負值(圖五)。淋出液之 pH值上升，可能由於水的解離 (Zhang and Sparks 1990)，當加入模擬酸雨時，帶來的 H^+ 將土壤膠體上的陽離子交換出來，這些陽離子與水水合，而酸雨中的硫酸根爲維持電性中和，會與溶液內的陽離子結合，而留下 OH^- ，使淋出液 pH值上升。所以，以 pH=4.6 的酸雨處理，土壤對 H 的緩衝能力，在2至5個 PV 開始階段，主要爲鹽基陽離子的交換。

淋溶後土壤理化性質的改變情形

經 pH=2.6 的模擬酸雨淋溶後，所有 土壤的 pH 值皆比未處理的土壤低了很多(表三)，此由於土壤膠體表面上的吸附位置，爲H^+及Al^{3+}所佔據，此時土壤表面上的可交換性鹽基陽離

子低了很多，而鋁離子量高出很多(表三)，所以土壤 pH 值降低。而經 pH=3.6與 pH=4.6酸雨處理的土壤，土壤的 pH 值，比未處理的土壤高。pH=3.6及 pH=4.6模擬酸雨的處理，因加入經陽離子交換樹脂處理過之蒸餾水之pH值，比土壤原先的 pH值高，所以土壤 pH值會稍微提高；以模擬酸雨處理後之土壤，以 1M NH_4OAc 所抽出殘留的可交換鹽基陽離子，以 pH=4.6酸雨處理之土壤最多，pH=3.6處理次之，pH=2.6酸雨處理最少。相對的，可交換性鋁，以 pH=2.6之處理最多，而 pH=3.6 與 pH=4.6 之可交換性鋁之量幾乎沒有差別，但均比原始土壤之可交換性鋁量要大。

Table 3. Variation of pH values and exchangeable-cations of the tested soils leached with simulated acid rains.

Depth cm	initial	pH=4.6	pH=3.6	pH=2.6
0-10	4.20	4.54	4.38	3.64
10-40	4.44	4.54	4.27	3.76
40-60	4.44	4.54	4.33	3.79

Depth cm	K@	Na	Ca	Mg	Al	Base
			μ mol/kg			
			initial			
0-10	960	10	70	190	7430	1230
10-40	550	110	40	90	5830	790
40-60	540	20	20	60	5860	640
			pH=2.6			
0-10	20	8	2	3	1286	31
10-40	23	11	2	2	1097	36
40-60	29	15	2	2	1094	46
			pH=3.6			
0-10	66	7	7	19	1090	93
10-40	44	5	1	3	941	52
40-60	51	trace	trace	3	381	54
			pH=4.6			
0-10	105	5	5	23	1191	133
10-40	66	9	trace	8	944	83
40-60	58	1	trace	6	882	65

@ Exchangeable cations were extracted with 1N NH_4OAc (pH=7.0)

以三種不同 pH值的模擬酸雨淋溶土壤，均會使得土壤中的可交換性鹽基陽離子減少，交換性鋁的增加。其中以 pH=2.6 的處理，對土壤的影響最大，而 pH=3.6 及4.6的酸雨處理，需長期的作用，才會有較顯著的影響。

結　　論

在管柱淋溶的試驗中發現, 外來的模擬酸雨溶液，會加速土壤鹽基陽離子的淋溶 使得土壤中的可交換性鹽基陽離子減少，交換性鋁的增加，其中以pH=2.6模擬酸雨的處理，對土壤的影響最大，而pH=3.6及4.6的酸雨處理，需要更長期的作用，才會有較顯著的影響。蓮華池森林土壤對 H 的緩衝作用，主要機制有三，分別爲陽離子的交換、硫酸根的吸附及黏土的鋁邊緣(Al-site)和鋁氧化物的溶解。以 pH=2.6 的模擬酸雨淋溶土壤，土壤對 H 的緩衝作用，主要機制爲黏土的鋁邊緣 (Al-site)和鋁氧化物的溶解。pH=3.6 的處理，主要爲陽離子的交換和硫酸根的吸附。而pH=4.6的處理，則主要爲陽離子的交換。

引用文獻

Clayton, J.L., D.A. Kennedy and T. Nagel. 1991. Soil response to acid deposition, Wind River Mountains, Wyoming. I. Soil properties. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 55: 1427-1433.

Galloway, J.N., S.A. Norton and M.R. Church. 1983. Freshwater acidification from atmopheric deposition of sulfatic acid: A conceptual model. Environ. Sci. Technol. 17: 541a-545a.

Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1986. In: method of soil analysis, part 1. Physicial and mineralogical method. 2nd ed. (A. Klute, ed.) Chap. 15. p. 383-411. Agro. Mono.

Horing F.W., Y.J. Hsia and K.J. Tang. 1986. An estimation of aboveground biomass and leaf area in a secondary warm temperate montane rain forest at Lien-hua-chi area. Bull. Taiwan For. Res. Inst. 465.

Johnson, D.W. and D.W. Cole. 1977. Sulfate mobility in an wutwash soil in western Washington. Water Air Soil Pollut. 7: 489-495.

Johnson, D.W. and D.E. Todd. 1983. Some relationships among Fe, Al, C and SO_4 in a variety of forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 792-800.

Johnson, D.W., D.W. Cole, H. Van Miegroet and F.W. Horng. 1986. Factors affecting anion movement and retention in four forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 776-783.

King H.B. and L.S. Huang. 1983. Effects of precipitation on forest ecosystems. Quar. J. Chi. For. 16(1): 79-89.

King H.B. 1986. Classification of two forest soils in Lien-hua-chi Area. Bull. Taiwan For. Res. Inst. New Series 1(2): 155-176.

King H.B. and S.C. Chi. 1991. An priliminary investigation of of acid precipitation in Taiwan II. The effects of of acid precipitation on forests. EPA Exective Yuan.

King, H.B. and Y.J. Hsia. 1992. Acidic precipitation and nutrient cycling of a subtropical montane hardwood watershed in central Taiwan. p. 101-116. In: Proceedings of the 1992 Joint International Symposium and Air Pollution, Soil microbiology and Biotechnology of Forestry. (C.H. Chiang and Y.N. Wang, eds.) Taipei, Taiwan, Rep. of China.

Koh C.C., B.Y. Yang, Y.L. Lin, C.C. Yang and S.C. Chi. 1978. A preliminary report of the forest watershed management research in Taiwan.Bull. Taiwan For. Res. Inst. 304.

Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1982. In: method of soil analysis, part 2. Chemical and microbiological properties. 2nd ed. (A. L. Page, ed.) Chap. 29. p. 539-579. ASA-SSSA. Madison

Overrein, L.N. 1972. Sulfur pollution patterns observed; leaching of calcium in forest soil determined. Ambio, Aug. 145-147.

Rutherford, G.K., G.W. Vanloon, S.F. Mortensen and J.A. Hern. 1985. Chemical and pedogenetic effects of simulated acid precipitation on two eastern Canadian soils. II. Metals. Can. J. For. Res. 15.

Singh, B.R. 1980. Distribution of total and extractable S and adsorbed $^{35}SO_4^{2-}$ in some acid forest soil profiles of southern Norway. Acta Agric. Scand. 30: 357-363.

Ulrich, B. 1980. The Production and Consumption of Hydrogen Ions in the Ecosphere. p. 255-282. In: Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystem. (T.C. Hutchinson and M. Havas, eds). Plenum Press, New York.

USDA 1972. Soil survery laboratory methods and prodcedures for collecting soil samples. Soil Surv. Investigations Rep. No. 1. USDA. U.S. Government Printing Office, Washington.

Van Breeman, N. 1973. Dissoved aluminum in acid sulfate soils and in acid mine waters. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34: 608-610.

Zhang P.C. and D.J. Sparks. 1990. Kinetics and mechanisms of sulfate adsorption / desorption on goethite using pressure-jump relaxation. Soil Sci. Am.J. 54: 1266-1272.

Estimates of Acidic Deposition on Forest Areas

森林區酸沈降的估算

N.-H. Lin
林 能 暉

Department of Atmospheric Sciences/Institute of Atmospheric Physics
National Central University
國立中央大學大氣科學系暨大氣物理研究所

ABSTRACT

In above cloud-base forests, pollutant/nutrient aerosols and gaseous species that are incorporating in clouds and fogs, are deposited on the forest canopy primarily through the interception of cloud/fog water (cloud deposition). This deposition mechanism is a hybrid between the wet and dry deposition mechanisms. To determine the relative importance of these deposition mechanisms in the forest areas, the database obtained from a field study which was conducted during the growing seasons of 1986-1988 at Mt. Mitchell, North Carolina, USA, was used. As a result, the deposition fluxes of sulfur (S) compounds were found primarily contributed through cloud capture mechanism (60 %) followed by incident precipitation (25 %) and dry deposition (15 %). As to the deposition fluxes of nitrogen (N) compounds, cloud, wet and dry deposition contributed about 50 %, 25 % and 25 %, respectively. A comparison of deposition estimates at Mt. Mitchell with those at other sites showed that the sulfate deposition at sites exceeding 1,200 m MSL in elevation in Bavaria (Germany) and eastern USA was almost identical within error limits. Reasons for large uncertainties in deposition estimates were discussed as also the mechanisms for redistribution of the deposited material on the forest canopy.

Key words: Forest decline, acidic deposition, wet deposition, dry deposition, and cloud deposition

摘　　要

在高於雲底的森林區，與雲霧結合的污染性／營養性的氣溶膠和氣態物質，主要是經由雲霧的受攔截(雲沈降)而沈降於其中。這種沈降機制是界於濕與乾沈降之間的混合型。在美國北卡羅萊納州 Mitchell 山所進行的實驗中，於 1986-1988 成長季節獲得的資料將被用來決定這些沈降機制在森林區的相對重要性。結果發現硫化物的沈降主要經由雲的攔截(百分之六十)、直接降水(百分之二十五)和乾沈降(百分之十五)。對氮化物的沈降而言，這三種機制的貢獻分別爲百分之五十、二十五和二十五。進一步與分佈於美東及德國巴伐利亞的測站資料比較，硫酸的沈降量則與在高度超過海拔1 200公尺的測站所觀測的量相符。在本文中，也探討作沈降估算的不確定性與被沈降物質於森林中重新分配。

關鍵詞：森林死亡、酸沈降、濕沈降、乾沈降、雲沈降。

INTRODUCTION

In the past decade, the influence of acidic substances through deposition on forests, plants , and aquatic ecosystems have been widely debated. The SO_2 and NO_x gases which are mostly emitted by industries and through anthropogenic activities, are the major sources of the acidic deposition via long-range transport even over nonindustrialized areas. The assessments of wet and dry deposition have been quantitatively made by generalizing the data collected during long periods of time on a regional scale. In above cloud-base forests, pollutant/nutrient aerosols and gaseous species that are incorporating in clouds and fogs, are deposited on the forest canopy through impaction and sedimentation which are basically similar to dry deposition mechanisms. This deposition mechanism is therefore named as cloud deposition (Saxena and Lin 1990).

Recently, the forest decline at high elevation mountains in eastern USA has been suggested to be associated (NAPAP 1987) with the deposition of acidic substances on the forest canopy through dry, wet and cloud deposition pathways. The investigators (Saxena *et al.* 1989; Lin and Saxena 1991a, 1991b) have pointed out that the direct cloud capture mechanism by the forest (red spruce and Fraser fir) canopy of Mt. Mitchell was a major contributor to the deposition of acidic substances even though most hydrological input was received through direct precipitation. The acidic deposition due to direct cloud capture pathway assumes unusual importance in the mountain areas which are frequently immersed in clouds.

In this paper, the methodologies for estimating the acidic deposition on forested mountain area through the aforementioned three deposition pathways were introduced. The results from a field study conducted at Mt. Mitchell ($35^0 44'0$ 5"N, $82^0 17'15$"W) State Park, North Carolina, USA during 1986-1988 growing seasons were ultilized to elucidate the relative importance of wet, dry and cloud deposition pathways to the acidic deposition on the forest areas. The deposition estimates were compared for those sites in North America and Europe and uncertainties in such estimates were also pointed out.

ESTIMATES OF ACIDIC DEPOSITION

2.1 Deposition Mechanisms and Methodology of Estimation

The removal process of particles and gases from the atmosphere to environmental surfaces is described as "deposition", which is important in delivering the airborne pollutants to the biosphere. The wet and dry deposition mechanisms are most often paid much attention. The former is the easiest to understand and measure. By way of precipitation, the pollutants scavenged by raindrops can be delivered to the environmental surfaces. Precipitation samples are easily collected and chemically analyzed. The precipitation intensity (I_p) was obtained in terms of precipitation amount collected within a projected time scale (e.g. mm h^{-1}). Thus, wet deposition flux (F_w) was computed as

$$F_w = I_p \cdot C_p, \qquad (1)$$

where C_p is the concentration of target species in the precipitation.

Unlike wet deposition, the mechanism of dry deposition is more complex and is not easily studied, because of its dependence on the aerodynamic characteristics material and the near-surface atmospheric boundary layer, the chemical and physical behaviors of the depositing material, and the structure and chemical nature of the collecting surface. The formula to estimate the dry deposition flux (F_d) was similar to F_w, expressed as

$$F_d = V_d \cdot C_d, \qquad (2)$$

where Vd is the dry deposition velocity which is defined as the ratio of the deposition flux divided by the airborne pollutant concentration (C_d) at some height above the surface layer. Direct methods for determination of Vd are subjected to the complexity mentioned above. Therefore, instead of direct measurements, inferential methods based on the gradient transport theory was developed to describe the mass transfer within the air-surface interface. Varying with atmosphere stability, deposition surface and properties of the depositing material, V_d, was

measured or inferred for particles and several gases. .

Aside from the above two mechanisms, cloud water deposition has been pointed out to be ecologically significant for atmosphere-canopy interactions (Lovett 1984), being responsible for significant hydrological inputs into forested ecosystems at high elevation mountain areas, which are frequently immersed in clouds formed due to the passage of large-scale systems or local topographically-induced circulations. This deposition mechanism is a hybrid between the wet and dry mechanisms since it behaves as in-cloud scavenging mechanism which is conceptually the prelude of precipitation scavenging, but the dominant mechanisms are impaction and sedimentation similar to those of dry deposition. As a consequence, cloud chemical deposition flux (F_c) due to direct cloud capture by the forest can be estimated by the production of the rate of cloud water deposition (I_c) which is similar to precipitation intensity, and the concentration (C_c) of target species in cloud water, expressed as

$$F_c = I_c \cdot C_c, \qquad (3)$$

Like Vd, at present, there is a lack of effective instruments to directly measure the rate of cloud water deposition.

2.2 Database and Models Used

In order to determine the relative importance of these deposition pathways, a field study conducted at Mt. Mitchell State Park, North Carolina, where the highest peak (2038 m MSL) in the eastern USA is located. The intensive observations began in May, 1986 and were performed through the entire growing seasons (from mid-May to the end of September) of 1986-1988. The meteorological paramters such as wind speed and direction, ambient temperature, relative humidity, barometric pressure, solar radiation, etc., were measured. The microphysical parameters such as cloud liquid water content and cloud/fog droplet siz distribution were also detected. In addition, the ambient air quality was monitored for O_3, SO_2 and NO_x gases using auto-analyzers. The particulate matters were also collected using filter packs. The precipitation data were obtained from a nearby NADP (National Atmospheric Deposition Program) site at Clingman's Peak (1,987 m MSL). The chemistry of collected precipitation and cloud/fog water were analyzed. The details regarding the experimental setup and measurements can be found elsewhere (Saxena and Lin 1990; Lin and Saxena 1991).

In order to estimate the acidic deposition due to direct cloud interception by the forest canopy, a cloud deposition model (CDM) (Lovett 1984; Saxena and Lin 1990) was used to compute the rate of cloud deposition. The ATDD (Atmospheric Turbulence and Diffusion Division, National Oceanic and Atmospheric Adminis tration) model (Hicks *et al.* 1987) was used for estimating the dry deposition rates of aerosol particles and gases. Besides, the wet depo-

sition was directly computed using the weekly NADP bulk precipitation samples. The detailed discussion of the methodologies regarding the estimation of wet, dry and cloud deposition has been given by Saxena and Lin (1990).

RESULTS AND DISCUSSION

As a result, Fig. 1 illustrates relative values with respect to the total mass fluxes for sulfur (S) and nitrogen (N) compounds. On the average, the cloud deposition did account for more than 60 % of S compounds and 50 % of N compounds, whereas, the wet deposition was responsible for 25 % of both compounds. Noticeably, dry deposition was more effective in transporting the N compounds compounds compared with the S compounds. As to the temporal variability, the acidic deposition for 1987 was apparently higher than those for other two years , primarily due to a significantly higher amount of precipitation and clouds intercepted by the forest in 1987. Notably, summers of 1986 and 1988 were recorded as climatologically drought years.

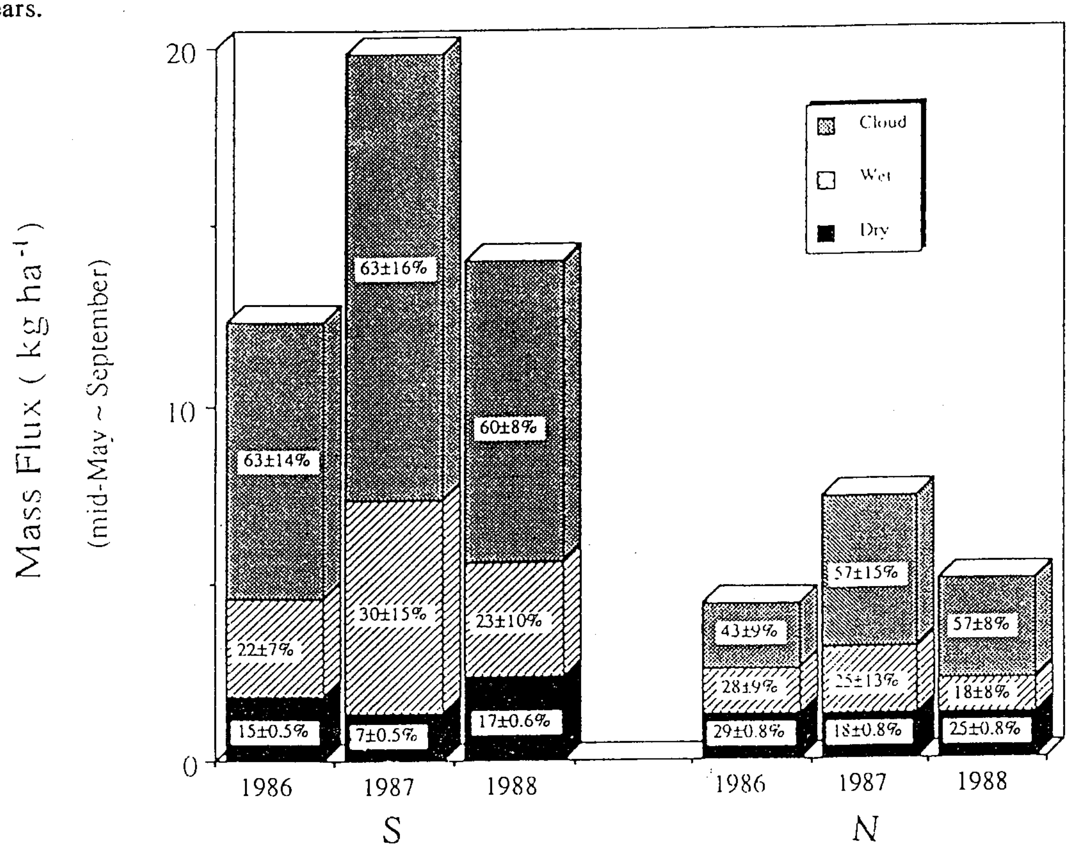


Figure 1. The contribution of dry, wet and cloud deposition pathways to the budget of sulfur (S) and nitrogen (N) compounds during the growing seasons of 1986-1988 in the Mt. Mitchell State Park, North Carolina, USA (after Lin and Saxena 1991b).

The determination of relative importance of wet and dry deposition is subject to some uncertainties mainly due to difficulties in obtaining the deposition velocities for the gases, however, the effect of varying deposition velocity on the flux may be of little consequence because of usually lower gaseous concentrations at remote sites. In the mountain areas which are frequently immersed in clouds, the cloud deposition is found to be more important in delivering the acidic substances to the forest canopy. The importance of this finding should be viewed together with the enhanced decline in the forest health at elevations exceeding 1,600 m MSL in the Mt. Mitchell State Park. The cloudbase is frequently observed (Saxena *et al.* 1989) at this altitude.

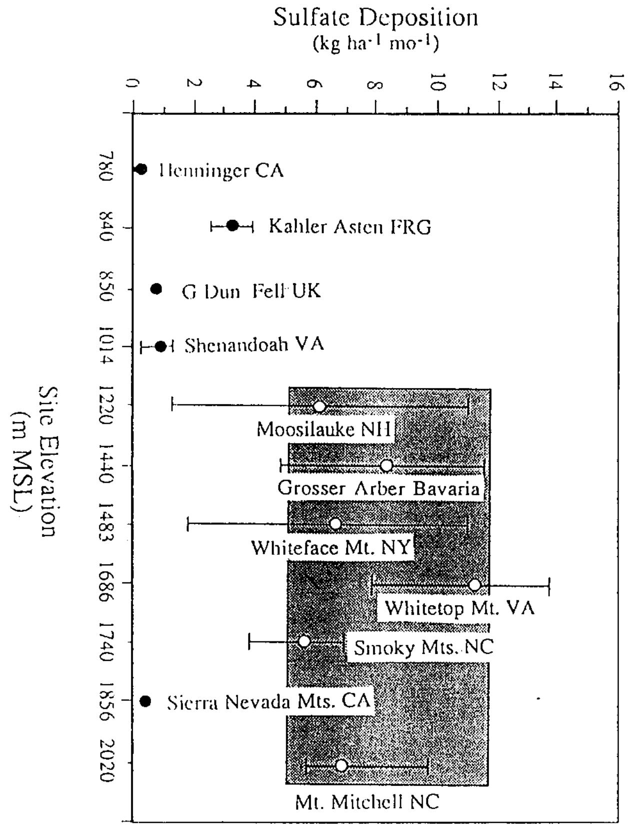


Figure 2. Plot of sulfate deposition as a function of elevation of various stations in Europe and North America. Open circles enclosed by the shaded area indicate those stations in USA and Germany for which the sulfate deposition is within a factor of two. The elevation of these sites exceeds 1,200 m MSL. Filled circles represent the sites with considerably less sulfate deposition (after Lin and Saxena 1991b).

In Fig. 2 the sulfate depositions for various sites in North A merica and Germany were plotted. Three methods for estimating the sulfate and water deposition on the forest canopy have been used: inferential deposition model, direct throughfall measurements, and educated guesses. Each of these methods was subjected to uncertainties arising from (1) the natural

variations in the forest canopy, (2) the natural variations in the cloud characteristics that the forest canopy intercepts, and (3) the natural variations in the wind speed coupled with inhomogeneous structure of the forest canopy resulting in the dependence of the cloud capture efficiency upon the type and location of the forest.

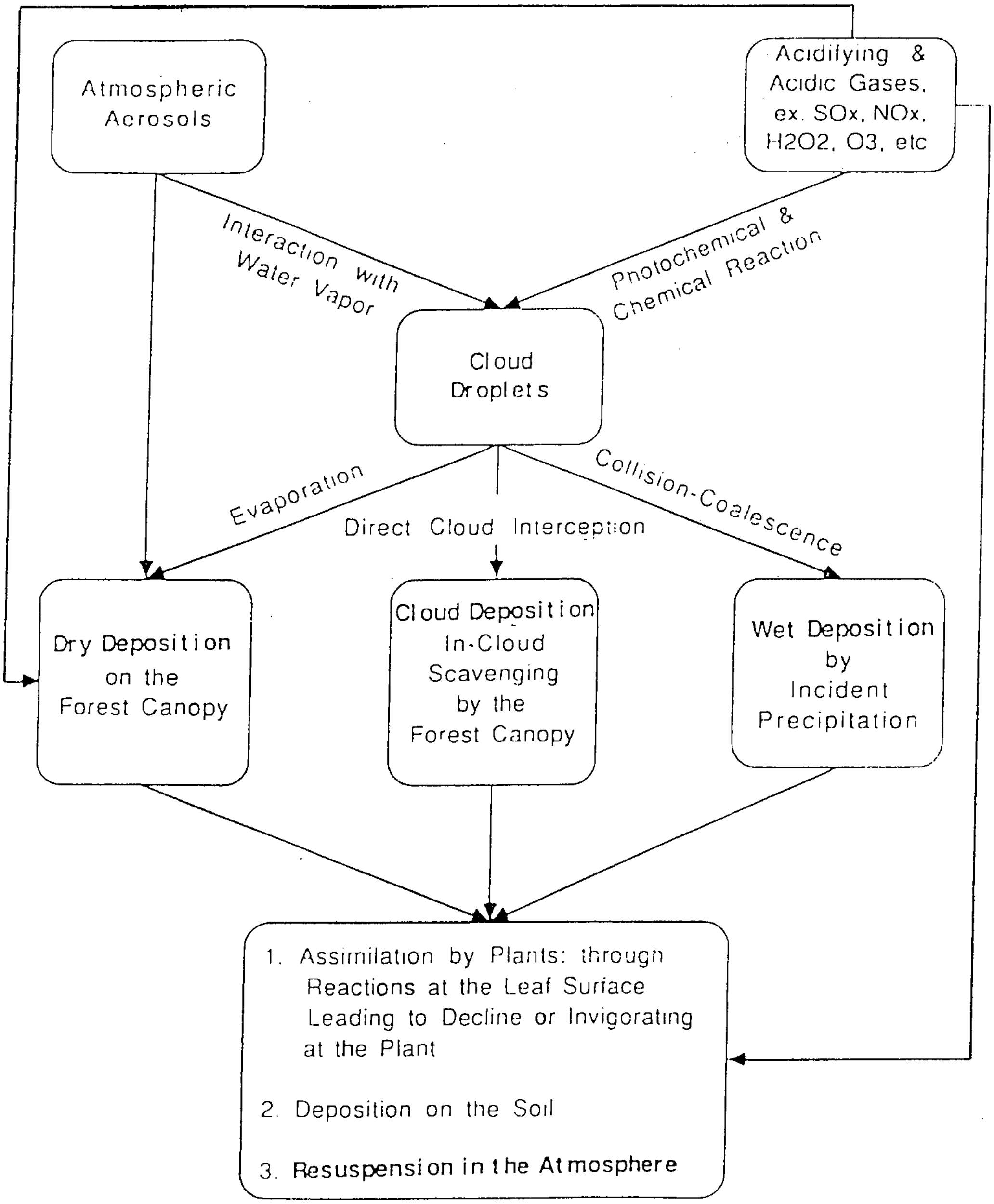


Figure 3. Cloud droplets, being the chief sites for heterogeneous chemical reactions, play an important role in all the three modes of pollutant deposition, dry deposition, dry deposition, dry deposition, cloud deposition, and wet deposition. Due to windy environment at high elevations, the deposited material may also be resuspended in the atmosphere (after Lin and Saxena 1991b).

Two noteworthy features were evident from Fig. 2. First, at elevations exceeding 1,200 m MSL, the uncertainties in the sulfate deposition estimate were large, easily exceeding a factor of two. Secondly, within the bounds of errors, the sulfate deposition at five mountain sites in the eastern USA and one site in Bavaria (Germany) could be considered almost the same at site elevation exceedng 1,200 m MSL. The latter conclusion was significant in view of the fact that the forest decline was noticed at high elevations during the last decade.

Fig. 3 showed schematically how the three pathways of acidic deposition interacted with the clouds that were frequently encountered at high elevation sites. The deposited material on the forest canopy was redistributed by three mechanisms: assimilation by plants, deposition on the forest soil, and resuspension in the atmosphere. The first two mechanisms could lead to either decline or invigorating of the forest health depending upon the nature of the deposited material. The last mechanism was important in biosphere-geosphere interactions in as much as it changes the atmospheric contents especially over the high elevation forests and may have a wider ecological significance, hitherto unidentified. Its impact on cloud processes was already known.

ACKNOWLEDGEMENT

The author wishes to express his gratitude to Dr. V. K. Saxena for the use of Mt. Mitchell database.

REFERENCES

Hicks, B. B., D. D. Baldocchi, T. P. Meyers, R. P. Hosker and D. R. Matt. 1987. A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities. Water, Air and Soil Pollut. 36: 311-330.

Lin, N. -H. and V. K. Saxena. 1991a. In-cloud scavenging and deposition of sulfates and nitrates: case studies and parameterization. Atmos. Environ. 25A: 2301-2320.

Lin, N. -H. and V. K. Saxena. 1991b. Interannual variability in acidic deposition on the Mt. Mitchell area forest. Atmos. Environ. 25A: 517-524.

Lovett, G. M. 1984. Rates and mechanisms of cloud water deposition to a subalpine balsam fir forest. Atmo. Environ. 18: 361-371.

National Acid Precipitation Assessment Program (NAPAP). 1987. Interim assessment: the causes and efects of acidic deposition (Kulp. J. L. and C. N. Herrick, eds.). Vol. I. p. 1-53. Washington D. C., US Government Printing Office.

Saxena, V. K. and N. -H. Lin. 1990. Cloud chemistry measurements and estimates of acidic deposition on an above cloudbase coniferous forest. Atmos. Environ. 24A: 329-352.

Saxena, V. K., R. E. Stogner, A. H. Hendler, T. P. DeFelice, R. J. -Y. Yeh and N. -H. Lin. 1989. Monitoring the chemical climate of the Mt. Mitchell State Park for evaluating its impaction on forest decline. Tellus 41B: 92-109.

水田土壤甲烷之產生與逸釋

Methane production in and emission from paddy soils

黃　山　内
Shan Ney Huang

台灣省農業試驗所
Taiwan Agricultural Research Institute

摘　要

大氣甲烷濃度之逐漸增加，可能危及全球氣候變遷，已受到嚴重之關切。水田被認爲生物性產生甲烷之主要場所之一，其現行栽培管理方式，有利於甲烷之產生與逸釋，引起科學家之研究。

土壤甲烷濃度於旱田浸水後20天顯著增加，最大的甲烷產生速率出現於浸水後40天。植稻水田之甲烷約有 95%經由稻株逸釋大氣，最大逸釋率出現於水稻之抽穗開花期。

本文檢討土壤甲烷產生之因素及逸釋途徑，並擬議其控制大氣甲烷濃度之方法。

ABSTRACT

The increase of a methane concentration in atmosphere which may affect global changes has received great attention in recent years. Paddy field was recognized as one of the main biogenic sources. Current wet culture of rice in favor of methane production and emission was investigated by many scientists. Soil methane concentration increased significantly 20 days after flooding. The maximum rate of methane production appeared at 40 days after flooding. About 95% of emission methane took the routes via rice plants. The heading and flowering stage had the highest amount

of emission methane contributing to the atmosphere. In this paper, the factors affecting methane production in and emission from flooded soils, and how to reduce them were discussed.

Key words: Methane production, methane emission, paddy soils, rice cultivation

前　　言

全球氣候變遷導因於二氧化碳濃度之增加，已爲有許多報告並獲知曉 (Manabe and Wetherald 1987 ; Dickson 1986)。然而，大氣中亦有微量稀少之氣體如甲烷(CH_4)、臭氧(O_3)、氧化亞氮(N_2O)及氟氯碳化物 (CFC_s)，其對於氣候改變之效應並不亞於二氧化碳 (Wang *et al.* 1976; Ramanathan *et al.* 1985)。因此，這些微量氣體在大氣中濃度之增加，引起科學家之嚴重關切。其中甲烷及氧化亞氮與農業耕作及作物栽培之關係非常密切。

甲烷被發現存在於大氣中源自1940年代，目前之濃度北半球約爲1.7 ppmv，南半球約爲1.6 ppmv (Rasmussen and Khall 1986)，過去200年來之濃度約增加一倍 (Ehhalt 1988)，每年之增加量爲 18 ppbv，增加率爲1.1%，由於甲烷之化學與物化特殊性質，其濃度之增加可能對大氣化學產生極大之影響，包括下列四項：

1. 甲烷有一強烈吸收帶，其電磁波譜位於紅外線範圍，因此其濃度之提高，顯著增加〝溫室效應〞，甲烷濃度從現在之1.7 ppmv增加一倍時，可導致對流層溫度提高0.2至0.3℃。
2. 甲烷氧化生成一系列氣體或中間物，諸如CO, H_2, HCHO, O_3 或其他基 (radicals) 影響大氣之化學性(McConnell *et al.* 1971; Crutzen 1973)。
3. 平流層中甲烷氧化形成水氣，影響該氣層中OH與 H之分佈。
4. 對流層中甲烷與氯原子 (Cl) 作用 (Stolarski and Cierone 1974)，減少Cl與ClO於平流層中破壞臭氧層之機會。

據估計，大氣甲烷之來源(Ehhalt and Schmidt 1978)約 80%是在還原狀態下由一群極端厭氣之微生物分解有機物產生，自然溼地與水田、掩埋場、反芻動物消化道與昆蟲消化管爲主要產生場所。另有20% 爲非生物性來源產生，包括天然氣探勘，生質燃燒，煤礦開採等，其來源詳如下表1.。

產生於湖泥之甲烷，必需擴散經過氧化與還原交替之水與土層，或上面覆被水層，才會逸釋到大氣之中，這種情形下 80%以上甲烷會被氧化成爲二氧化碳 (Conrad and Rothfuss 1991)。然而在反芻動物消化管及水田土壤所產生之甲烷，則大部分直接釋放進入大氣中(Seiler *et al.* 1984)，因此如何控制反芻動物消化管與水稻田之甲烷產生與逸釋，遂成爲相當的重要研究主題。

表1. 大氣中甲烷之來源 (Bouwman 1990)

來 源	甲烷逸釋量(Tg CH_4 y^{-1})
水稻田	60-140
天然溼地	40-160
掩埋場	30- 70
海洋／淡水湖／其他生物性	15- 35
反芻動物消化道	60- 90
白蟻消化腔	6- 42
天然氣	30- 40
煤礦	35
生質燃燒	55-100
其他非生物性	1- 2
合 計	334-714

控制土壤甲烷產生之因素

A.土壤之氧化還原電位

有機物於土壤中經微生物分解必經數個接續性的作用過程，其間，氧化還原電位隨氫的接受者（即氧化劑）逐一被用罄而低降。其反應作用過程包括好氣性的呼吸、硝酸根還原，一般醱酵、硫酸根還原及甲烷醱酵，詳如表2. (Tiedje *et al.* 1984)。

表2. 厭氣狀態微生物作用過程及其產物

作用過程	反應及產物
Fe^{3+},Mn^{4+}還原	OM + Fe^{3+}, Mn^{4+} ⟶ Fe^{3+}, M^{2+}
脫硝作用	OM + NO_3^- ⟶ N_2O,N_2
醱酵作用	OM← 有機酸，主要爲乙酸及丁酸
硝酸根呼吸	OM + NO_3^- ⟶ NO_2^-
分化性硝酸還原	OM + NO_3^- ⟶ NH_4^+
硫酸根還原作用	OM + SO_4^{2-} ⟶ S_2^-
二氧化碳還原	H_2+ CO_2 CH_4, 乙酸
乙酸分解	乙酸(CH_3COOH) ⟶ CO_2+CH_4
質子還原	脂肪酸與乙醇+ H^+ ⟶ H_2 + 乙酸 +CO_2

土壤中之成分硝酸根（包括其他氮氧化物），Mn^{4+}, Fe^{3+},SO_4^{2-}, CO_2與H^+依熱力學上氧化還原電位大小順序當作電子接受者，分別與有機物作用而生成N_2, Mn^{2+}, Fe^{2+}, S^{2-}, CH_4與H_2，浸水之厭氣土壤，氧化還原電位隨浸水時間而降低，最後達到極端還原狀態，有利於甲烷產生。

B. pH

甲烷菌為一群極端厭氣之細菌，能使用H_2還原CO_2變成甲烷。也能將醋酸中之 -COO基去除而產生甲烷與二氧化碳。屬於Archaebacteria，微酸性至中性環境，最適合此類菌活動。浸水土壤之pH都有趨向於中性，酸性土壤浸水，會提高土壤pH，而鹼性土壤浸水則會降低pH，前者係Fe^{3+}還原為Fe^{2+}，而後者為二氧化碳之累聚(Ponnamperuma 1985)。因此，浸水土壤有利於甲烷產生菌之活動。

C. 養分與溫度

硝酸根與硫酸根或其還原性化合物能抑制甲烷之形成(Jacobsen *et al.* 1981)，硝酸根抑制甲烷產生原因之一是如有硝酸根存在，氧化還原電位無法進一步降低，另一原因是，硝酸根對甲烷產生菌直接有毒害。

硫酸根與硫酸還原菌於海水底泥中競爭或抑制甲烷菌之活動，Bartlett 等 (1987) 發現甲烷濃度與硫酸根濃度成負相關，其原因之一為硫酸還原菌競爭養分基質如 methanol, methylated amines, H_2,另一原因為SO_4^{2-}, S^{2-}可能直接對甲烷菌產生有毒害。

土壤溫度顯著影響甲烷之逸釋，Holzapfel-Pschorn 和 Seiler (1986) 報告，溫度後20℃增至25℃時逸釋量倍增。由於逸釋量與產生量有直接之關係，推測土壤溫度之提高，可能也會增加土壤甲烷產生量。

D. 有機物

有機物為土壤微生物生活能源之養分，土壤有機物含量多寡直接影響甲烷之產生，結構複雜之有機物經過多種微生物之分解而成簡單化含物，再經厭氣醱酵為有機酸等可溶性有機物，然後才有甲烷的產生。

水稻栽培地區，土壤有機物之來源計有稻藁、穀殼、根泌物、脫落細胞、老化根，以及綠肥作物等。由於土壤有機物含量多寡常視土壤肥力高低之指標，同時為協助解決有機廢棄物處理利用問題，政府都鼓勵農民有效循環利用有機物，以增進土壤肥力。

稻藁之產量隨栽培期作、品種、土壤肥力及穀藁比而異(Ponnamperuma 1984)。高性品種於溼季較矮性品種於不良季節生產較多量之稻藁。穀藁比自0.57至 1.2，顯示稻藁為稻米生產中大宗之副產物。稻藁含碳 41.3%、粗灰分18.8% 、木質素7.7%。碳水化合物部分含半纖維素 20.6%、纖維素 24.7%。經分解可提供微生物生長所需之能源。(Inoko 1984)

水田之特性

由於水田栽培方式之稻穀產量均較不灌水之旱田者高 (DeDatta 1981)，東南亞有 95%採用水田栽培耕種法，一般水田耕作過程包括，

1.浸水下之碎土或不碎土整地，插秧，實施期中排水或不排水。

2.收穫前排水或乾土。

3.收穫後至下期作整地前之數日或數週之浸水。

這種水田耕作法之水稻生長期間長達95%以上時間浸水，土壤空隙呈現飽滿水分狀態。由於氧氣擴散速率於大氣中較水中抉10,000倍(Greenwood and Boodman 1964), 浸水土壤中氧之有效性相當少而且補充非常慢，好氣性微生物很快就把陷入或擴散至土壤中之氧氣用罄，整個土壤體系很快就進入厭氣狀態之過程（表2.），然而浸水稻田土壤系統是非常複雜，其包括有覆蓋水層、氧化性表土層、還原性土層、氧化性根圈土等不同層次。又因水稻田常掩埋稻椿或稻藁，經過微生物分解及根部排放分泌物，提供可溶性有機化合物，以及根部傳送大氣中氧氣於根圈，其整個系統剖面如圖1.。

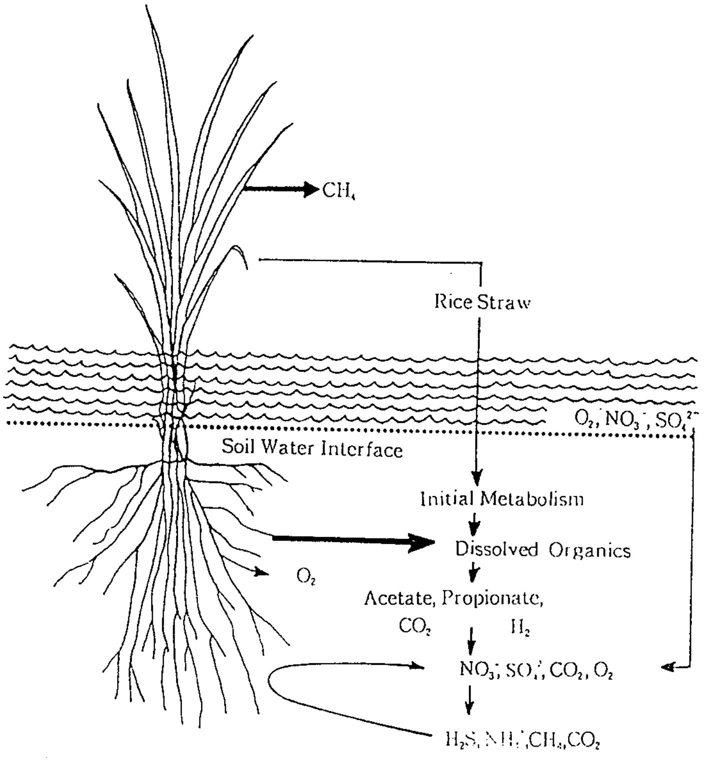


Figure 1. Microbial processes and plant interactions in paddy soils.

水田土壤甲烷之產生

A. 甲烷濃度

稻田土壤中甲烷濃度隨浸水時間與土壤深度而有差異（圖2.），一般來說，浸水時間愈長及土壤深度愈深，甲烷濃度愈高。浸水 20 天後，深層土壤 (16-24cm) 甲烷濃度顯著增加(Huang 1989)。

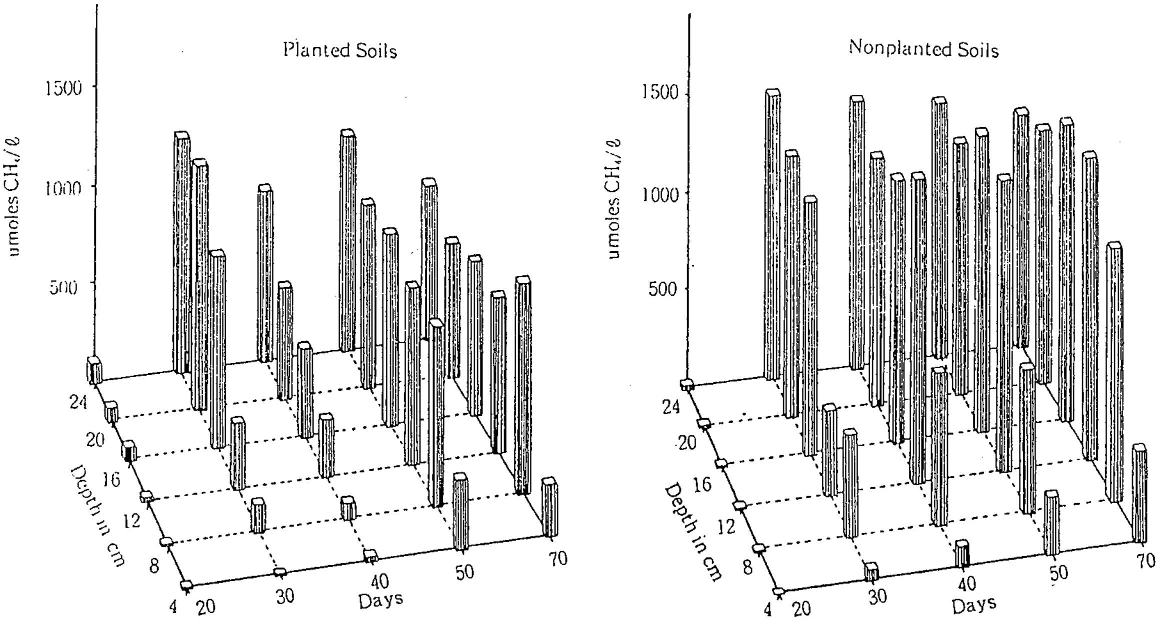


Figure 2. Depth-time distribution of methane in planted and nonplanted soils at 20, 30, 40, 50 and 70 days of the experiment.

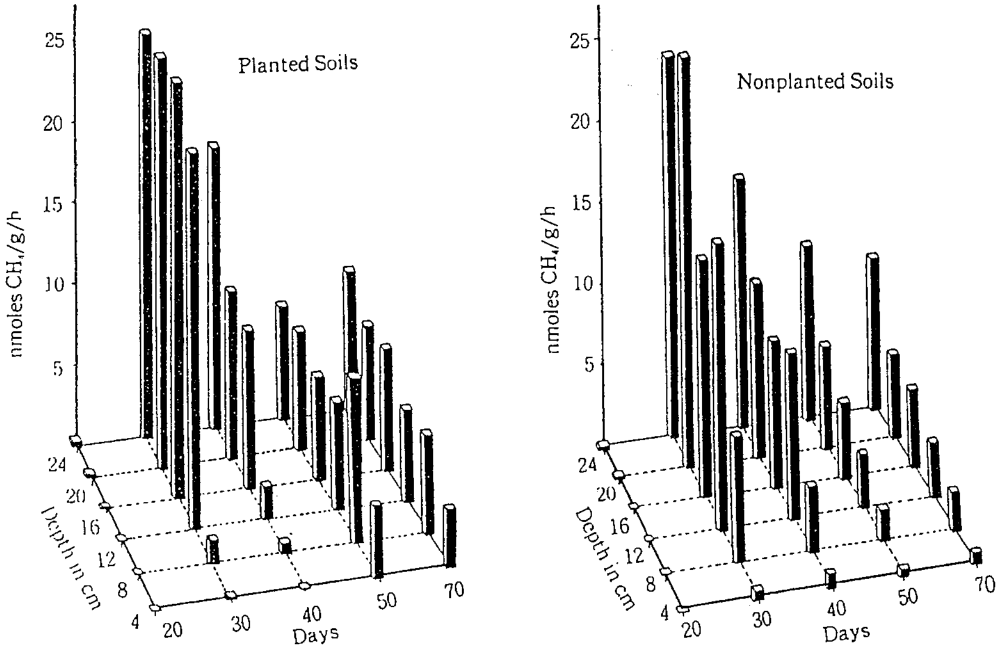


Figure 3. Depth-time distribution of the production of methane in planted and nonplanted soils at 20, 30, 40, 50 and 70 days of the experiment.

一般來說未植稻土壤之甲烷濃度較植稻者爲高，一種解釋爲植稻區之稻根廣泛分佈於土壤之中，氧化性之根圈能氧化甲烷(DeBont *et al.* 1978, Holzapfel-Pschorn *et al.* 1985)，另一種解釋爲水生植物與水稻 (Seiler *et al.* 1985) 能將甲烷經由水稻之氣胞組織傳輸進入大氣中。

B. 甲烷產生速率

甲烷之產生速率隨浸水時間及土壤深度而增加。（圖3.）最大之產生速率出現於浸水後40天土壤深度 16-20 cm 以下(Huang 1989)。其浸水初期及表層數之分甲烷產生率低，可能爲土壤中含有相當量硝酸根與硫酸根存在之故。

甲烷之逸釋

浸水土壤產生之甲烷可經三個途徑釋放進入大氣，包括：

1. 沸泡(ebullition)，甲烷成氣泡型式，自土壤剖面冒出，再經上覆蓋水層而釋入大氣之中。(Bartlett *et al.* 1988)。
2. 擴散 (diffusion)，濃度高之甲烷向濃度低處移動，土壤中產生之甲烷，依濃度梯度之不同，經由上覆蓋水層與土壤之交互層 (Interface)，及上覆蓋水層，再釋入大氣中。(Sebacher *et al.* 1983)。
3. 植物傳輸 (transport through plants)，典型之水生植物其皮層細胞已分化或破壞，進而形成薄壁組織，提供爲氣體貯存與運送場所。甲烷經由此途徑傳輸經許多研究 (deBont *et al.* 1978; Seiler 1984; Cicerone *et al.* 1983)。稻田中 95%以逸釋之甲烷，係經由水稻之通氣組織之系統中傳輸 (Seiler 1984; Holzapfel-Pschorn *et al.* 1986)。

甲烷從稻田中逸釋情形如圖4.。甲烷逸釋始自揷秧後20天，當時土壤中已有相當量之甲烷濃度與產生速率。其逸釋量在沒有排水之狀態下，整個水稻生長期從0.73至15.69 mg $CH_4/m^2/h$，生長初期低，然後逐漸增加，而於抽穗開花期達最高，隨後又略爲降低。在沒有種植水稻之情形下，其逸釋隨時間亦有呈相似變動趨勢，但其量則顯著的少。水稻植株間之甲烷逸釋量相當低且穩定，其量僅 0.10 (0.02) mg $CH_4/m^2/h$。爲瞭解稻田土壤產生甲烷之逸釋途徑，於抽穗開花期，也就是甲烷逸釋量最大期，將水稻植株分別於浸水水面下及水面上刈除，然後測定其逸釋量，結果顯示(表 3)其逸釋量僅達原來未處理或水面上刈除之5%以下，表示稻田甲烷約 95%以上係經植株傳輸逸釋。

表3. 抽穗開花期水稻植株與甲烷逸釋量之關係

甲烷逸釋量 mg $CH_4/m^2/h$		
未處理	稻株於水面上刈除	稻株於水面下刈除
11.7 (2.1)	10.9 (1.9)	0.43 (0.10)

註：六重複，括號內爲標準機差

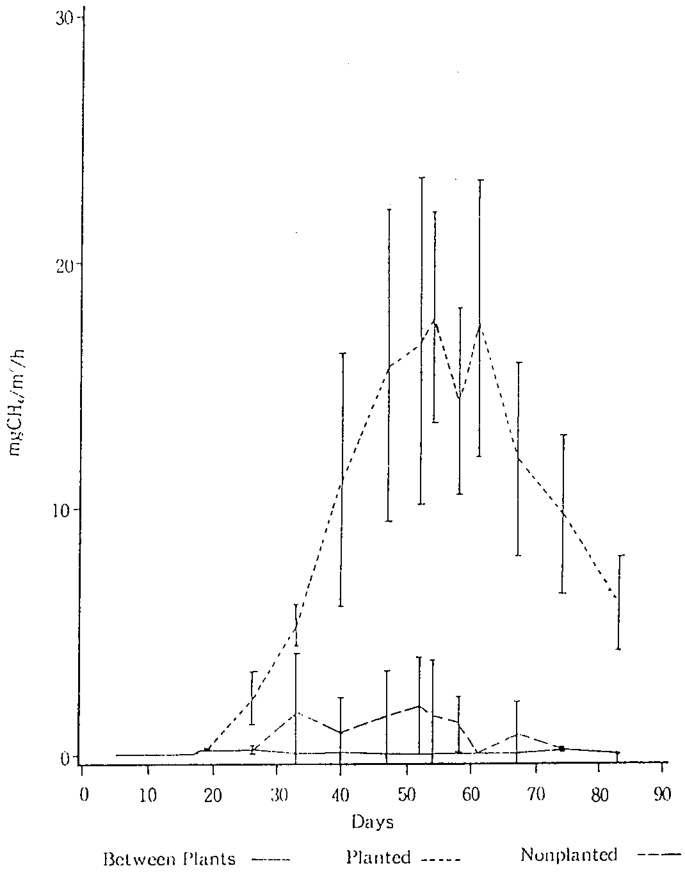


Figure 4. Methane emission from planted, nonplanted soils and betweem plants in the planted treament at 10 day intervals.

討論與結論

浸水爲水稻栽培之重要過程，伴隨著浸水操作引起土壤一系列之氧化還原變化，當土壤中氧化劑消耗殆盡，氧化還原電位下降至極端還原狀態，甲烷菌始能活動利用可溶性有機物產生甲烷。

水稻本身提供稻藁、稻根、根泌物等有機物，有利於於甲烷之產生，稻株之結構特殊，其皮層細胞進化爲氣胞組織，能將空氣中之氧氣傳輸至根部供給呼吸作用需要，同時也使根圈成爲氧化性，有利於甲烷氧化菌之活動氧化甲烷，同時也有利於產生甲烷，並經由根、莖、葉中組織，將土壤中部分之甲烷傳輸逸釋至大氣之中。

水田土壤之甲烷產生與其逸釋之間關係密切，常受土壤氧化還原性、氧化劑存在、有機物有效性、土壤酸鹼度、溫度等因素之影響，其中如能控制氧化還原性與氧化劑則可控制產生量與逸釋量。

水稻栽培過程中施用肥料，顯著提高稻穀產量，相對也增加副產有機物與根泌量，供給甲烷之能源。另一方面硝酸根與硫酸根爲施用氮肥轉換而得成分及副成分，對於甲烷產生菌活動均有抑制性，田間實際情形如何文獻上較少，有待研究。

另一個提高稻田土壤氧化還原電位之最有效方法爲期中排水，可抑制甲烷菌之活動及甲烷產生，但伴隨著排水可能促進有機物之分解，提供更多厭氣微生物生長食物之有效性能源，進而影響甲烷之產生與逸釋有待進一步探討。

參考文獻

Bartlett, K.B., D.S. Bartlett, R.C. Harriss and D.I. Sebacher. 1987. Methane emissions along a salt marsh salinity gradient. Biogeochemistry 4:183-202.

Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. p. 61-127. In: Soils and the Greenhouse Effect. (A.F. Bouwman, ed.) Wiley and Sons, Chichester.

Cicerone, R.J., J.D. Shetter and C.C. Delwiche. 1983. Seasonal variation of methane flux from a California rice paddy. J. of Geophysical Research 88: 11022-11024.

Conrad, R. and F. Rothfuss 1991. Methane oxidation in the soil surface layer of a flooded rice field and the effect of ammonium. Biol. Fertil. Soils 12: 28-32.

Crutzen, P.J. 1973. A discussion of the chemistry of some minor constituents in the stratosphere and troposphere. Pure Appl. Geophs. 106: 1385-1399.

DeBont, J.A.M., K.K. Lee and D.F. Bouldin. 1978 Bacterial oxidation of methane in rice paddy. Ecology Bull. (Stockholm) 26:91-96.

DeDatta, S.K. 1981. Principles and Practices of Rice Production. John Wiley and Sons. A. Wiley - Interscience Publ. p.618

Dickinson, R.E. 1986. Evapotranspiration in global climate models. Paper presented at the 26th COSPAR Meeting, July 2-10, 1986, Toulouse, France .

Dickinson, R.E. and R.J. Cicerone. 1986. Future Global warming from atmospheric trace gases. Nature 319: 109-115.

Ehhalt, D.H. 1988. How has the atmospheric concentration of CH changed? p. 25-32. In: The Changing Atmosphere. (Rowland, F.S. and I.S.A. Isaksen, eds.) Wiley and sons, Chichester.

Ehhalt, D.H. and U. Schmidt. 1978. Sources and sinks of atmospheric methane, PAGEOPH 116: 452-464.

Greenwood, D.J. and D. Boodman. 1964. Oxygen diffusion and aerobic respiration in soil spheres. J. Sci. Food Agric. 15: 579-588.

Holzapfel-Pschorn, A. and W. Seiler. 1986. Methane emission during a cultivation period from an Italian rice paddy. J. of Geophysical Research 91: 1803-11814.

Huang S.N. 1989. Production and emission of methane from experimental paddy soils. Taichung DAIS Special Publ. 20. p. 61.

Inoko, A. 1984. Compost as a source of plant nutrients. In: Organic matter and rice. IRRI, Los Banos. Laguna.

Jacobsen, P., W.H. Patrick Jr. and B.G. Williams. 1981. Sulfide and methane formation in soils and sediments. Soil science 132: 279-287.

Manabe, S. and R.T. Wetherald. 1987. Large scale changes of soil wetness induced by an increase in atmospheric carbon dioxide. J. of Atomspheric Science 44: 1211-1235.

Ponnamperuma, F.N. 1984. Straw as source of nutrients for wetland rice. p. 117-136. In: Organic matter and rice. IRRI. Los Banos.

Ponnamperuma, F.N. 1985. Chemical Kinetics of wetland rice soils relative to soil fertility. p. 71-89. In: Wetland Soils: Characterization, Classification and Utilization. Procedings of Wordshop IRRI. 1984. IRRI, Los Banos.

Ramanathan, V., R.J. Cicerone, H.B. Singh and J.T. Kiehl. 1985. Trace gas trends and their potential role in climatic change. J. of Geophysical Research 90: 5547-5566.

Rasmussen, R.A and M.A.K. Khalil. 1986. Atmospheric trace gases: trends and distributions over the last decade. Science 232: 1623-1624.

Sebacher, D.I., R.C. Harriss and K.B. Bartlett. 1983. Methane flux across the air-water interface: air velocity effects. Tellus 35B: 103-109.

Seiler, W., A. Holzapfel-Pschorn, R. Conrad and D. Scharffe. 1984. Methane emission from rice paddied. J. Atmos. Chem. 1: 241-268.

Stolaraki, R.S. and R.J. Cierone. 1974. Stratospheric chloride: possible sink for ozone. Can. J. Chem. 52: 1610-1615.

Tiedje, J.M., A.J. Sexstone, T.B. Parkin, N.P. Revsbech and D.R. Shelton. 1984. Anaerobic processes in soils. Plant and Soil 76: 197-212.

Wang, W.C, Y.L. Yung, A.A. Lacis, T. Mo, J.E. Hansen. 1976. Green house effects due to man-made pertubations of trace gases. Science 194: 865-690.

臺灣的臭氧化污染分析

An Analysis of the Ozone Pollution in Taiwan

柳　中　明

Chung-Ming Liu

台灣大學大氣科學系

Dept. of Atmospheric Sciences,

National Taiwan Univ., Taipei, Taiwan, R.O.C.

摘　要

本文分析1989年環保署監測之O_3、NO與NO_2資料，指出台灣臭氧污染問題嚴重。北部地區以夏季爲明顯，南部地區以春、秋季爲明顯。其中南部秋季時，O_3小時濃度超過國家標準120ppb的次數相當驚人。又以七賢站爲最顯明，一年內超過50次。在北部則以板橋站爲代表。基本上，北部地區交通污染嚴重，NO /NO_2比值大，NO且濃度亦大，但在夏季晴朗炎熱時，易出現午時高臭氧濃度。而中南部地區，交通污染較輕微，但晴朗日的出現頻率高，若配合適當之低風速環境，則一日內可持續出現約11小時的高臭氧狀態，非常值得注意。近年內，國內空氣污染均爲懸浮微粒(PM10)爲主因，而臭氧污染問題在PSI(空氣污染指標)的計算過程中被掩蓋住，值得重視。

ABSTRACT

In this paper, we have analyzed the air-quality data collected by EPA during 1989. The results indicate that the ozone pollution problem is quite serious in Taiwan. In northern area, the pollution is most obvious in summer. Whereas, in southern Taiwan, the pollution is most serious in spring and autumn. For instance, the Chigsien station located near Kaohsiung observes more than 50 times of hourly mean ozone concentration exceeding the national standard of 120 ppbv. Basically, the traffic emission is serious is serious in the northern Taiwan, where the concentration of NO is high and the ratio of NO/NO_2 is also large. During hot summer day, the frequency of observing noon-

time ozone peak is high. Meanwhile, in the southern area, the traffic emission is light, but the industrial emission of NO is considerably large. Also, the chance of having clean shiny day is high. Hence, in a staganant condition, we can observe a continuous 11 hours of high ozone level. In the recent years, the Taiwan pollution index keeps showing that aerosol (PM10) is the most serious pollutant in Taiwan. But the problem with ozone pollution can not be ignored any more.

前　　言

自50年代以來，光化污染問題已成爲世界性的困擾。早期以美國洛杉磯光化煙霧爲最顯著，近年來歐亞大陸各大都市出現類似現象。而此都市內大量汽機車排放廢氣(包含碳氫化合物與氮氧化合物)，經光化反應所生成的光化物質(臭氧、PAN等) (Seinfeld 1986)，又經大氣傳送而散播至鄉村地區。因此在美國東岸夏季，廣泛的地區均能長期持續地出現臭氧大於80 ppb的情形(Logon 1989)，類似的現象亦出現在英國(Weston *et al.* 1989)，日本(1983：Yoshi kado and Mizuno 1985) 等地。所以Bojkov R. D. (1988) 提出近一世紀以來，對流層內臭氧，尤其是近地面背景大氣中的臭氧含量已約增加 1 倍，且是以每年增加1.2%的速率在上升中(Penkett 1988)。

由於大氣是流動的物質，在甲地聚集生成的臭氧會傳送至乙地、丙地，但亦可能再傳送回甲地。因此世界各國在進行近地面臭氧的觀測與分析工作中，並不將重點局限於都市人口聚集區，而是同時進行都市、鄉村，甚至山區與偏僻地區的資料數集與比較。(Bower *et al.* 1989)。在本地區，有關臭氧的研究分析，首先爲蔡(1988)整理1986年9月至1987年8月間環保署台北與高雄地區資料，研究結果指出台北地區臭氧高濃度出現於秋冬季，而高雄地區出現於秋季且出現頻率較台北爲低。爾後，柳(1989，1990)則以大台北地區的臭氧資料爲分析重點，並指出高濃度臭氧四季均可能出現，主要而配合晴朗天氣、少雲、低風速等有利於臭氧生成與累積的環境。並於1989年夏季進行密集觀測，以詳細了解高臭氧濃度出現時之氣象環境特徵。柳(1991)進一步分析環保署在1985年～1989年間19個測站的資料，初步指出南部地區春、秋季臭氧經常出現小時濃度大於120 ppb的情形，月平均值亦遠較北部地區爲高。

本文分析1989年環保署監測之O_3、NO與NO_2資料，以期望對台灣近地面臭氧的特徵作更深一步的認識，並期望找出與NO、NO_2間之關聯。未來待全島66個測站建立完善後，將可進行鄉村、郊區、城市區、工業區等之比較分析。

材料與方法

環保署測站分佈如圖 1 ，區分爲：

北區(Area 1)：松山、永和、板橋、三重、基隆等共 5 個站。

桃竹南區(Area 2)：中壢、新竹、頭份等共 3 個站。

中區(Area 3)：台中、彰化、嘉義等共 3 個站。

南區(Area 4)：楠梓、鳳山、復興、七賢、三民、台南等共 6 個站。

東區(Area 5)：花蓮站。

分析重點，主要在探討近地面臭氧特徵，區分為年特徵、逐日變化、逐時變化，與NO，NO_2 之相關等。由於近地面臭氧在入夜混合層降至近地面後，會與近地面NO進行NO＋O_3→NO_2＋O_2的快速反應，並進行自然沈降(deposition)，所以入夜後近地面臭氧會急速減少，直到二日清晨日出後，當混合層逐漸擴張時，才會因上層臭氧向下傳送，與近地面光化反應生成臭氧，而致臭氧緩緩增加，直至出現最高值於午時。午後則多因近地面風速強盛與混合層內物質均勻混合，而致近地面臭氧逐漸減少。所以若計算臭氧之長期平均值，常會因晚上低值出現時間長，而致獲得非常低的數據。所以本文在分析時，亦計算6－17點間日最高臭氧濃度之年或月平均，以了解午時高值特徵。

另外，為了解資料之統計分佈特徵，尚計算50%百分率值(50% percentile)與98%百分率值(98% percentile)，也就是尋找50%或98%的數據小於何值。

再者，臭氧濃度超過80 ppb與12 ppb的出現小時數，本文亦予以統計，以了解各站出現此些高濃度的情形。選擇80 ppb與100 ppb為參考值的原因為：前者是日本的警示濃度，後者為本地與美國的警示濃度。

最後，為了解各站實則NO、NO_2與O_3的相關，亦計算NO/NO_2平均，以研究其可能之參考價值。

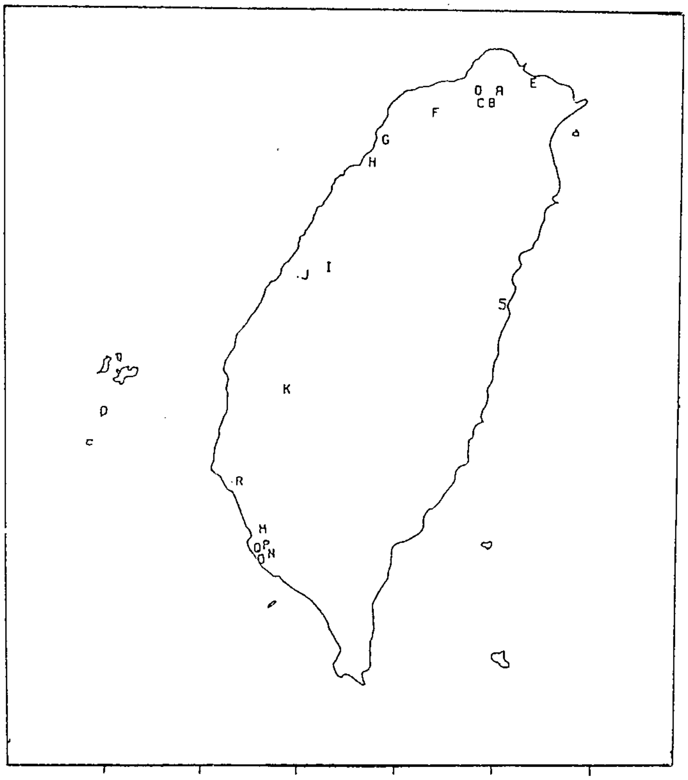


圖 1　台灣地區測站分布圖

表1　1989年北區各站年平均資料 SO_2/CO, NOX/CO, NO/NO_2 與PM10/CO比值，CO年平均濃度，與各站特性

1989年年平均	北區					桃竹苗區			中區			南區						東區
	松山	永和	板橋	三重	基隆	中壢	新竹	頭份	台中	彰化	嘉義	楠梓	鳳山	復興	七賢	三民	台南	花蓮
SO_2/CO	1.9	1.2	1.3	0.27	2.3	1.2	1.8	8.1	1.6	3	2	6.9	1.53	1.1	1	1.3	3.5	1.8
NOx/CO	3.2	3.1	3.3	2.4	5.1	2.8	3.5	6	3.42	3	2.4	8	2.1	1.9	1.8	2.6	2.4	2.6
NO/NO_2	2.67	1.92	1.47	3.79	2.71	1.59	0.73	1.37	1.08	1.29	0.75	1.5	0.65	0.87	0.84	0.51	1.02	0.91
PM10/CO	3.3	3.5	3.3	2.0	4.6	3.2	9	12.5	5.5	11	8.8	20	5.9	4.9	4.8	8.8	3.6	4
CO (ppdm)	22.3	26.9	28.6	72.3	23.6	25.7	9.8	7.2	17.5	9.8	15.3	6	17.5	26.7	19.3	13.3	17.5	5.1
特性	2	2	2	1.6	2, 4, 5, 6	2	3,4	3,4, 5,6	3,6	3,5,6	3,6	3,4, 5,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,5	7

特性：1.交通站，高CO＞30，高NO/NO_2＞3。

說明：2.高CO，近交通要道的一般站，30＞CO＞20，2＞SO_2＞1，3＞NO/NO_2＞1.5，3＞NOx/CO/$_2$，PM10/CO＜4。

3.低CO，近交通要道的一般站，CO＜20，2＞SO_2/CO＞1，3＞NOx/CO＞2，NO/NO_2＜1.5，PM10/CO＜4。

4.附近工廠排放NOx，NOx/COx/CO≧3.5。

5.附近工廠排放SO_2，或大型車排放 SO_2，SO_2/CO＞2。

6.附近工廠、建築、自然環境、車輛活動等造成高懸微粒排放比率，PM10＞100 or PM10/CO＞4。

7.一般背景站，CO/10，NO/NO_2＜1。

表 2　1989年各站臭氧年特性分析

ARWA	CODE	1989 STATION NAME	[O_3] ANNUAL MEAN (ppb)	[NO]/[NO_2] ANNUAL MEAN	6-17HOUR [O_3] MAX-MEAN (ppb)	6-17HOUR [NO] MAX-MEAN (ppb)	[NO] ANNUAL MEAN (ppb)	[O_3] DIALY MAX (ppb)	50TH PERCENTILE (ppb)	98TH PERCENTILE (ppb)	[O_3] 80-100 NUMBER OF HOUR	[$O_3$0 100-120 NUMBER OF HOUR	[O_3] 120 - NUMBER OF HOUR
1	a	SUNG-SAN	9.64	2.67	28.33	88.66	50.56	169	20.64	52.69	27	7	5
	b	YUNG-HO	13.73	1.29	31.62	103.63	53.85	148	20.74	52.47	13	3	2
	c	PAN-CHIAO	12.48	1.47	36.43	90.24	52.98	194	21.16	73.08	56	32	31
	d	SAN-CHONG	8.51	3.79	19.42	235.32	134.43	130	20.27	39.78	2	2	2
	e	KEE-LUNG	8.50	2.71	19.71	132.10	85.87	99	20.20	39.63	7	0	0
2	f	FHUNG-LI	13.39	1.59	31.45	88.37	42.16	108	20.92	56.25	17	1	0
	g	HSIN-CHU	15.35	0.73	31.56	36.21	13.80	101	21.02	55.27	22	1	0
	h	TOU-FEN	16.46	1.37	38.96	46.40	24.38	124	21.52	61.76	26	7	2
3	i	TAI-CHUNG	18.86	1.08	44.90	48.75	15.54	152	23.36	76.89	57	10	7
	j	CHAN-HWA	15.11	1.29	38.14	27.57	15.09	127	21.44	59.55	27	1	2
	k	CHIA-YI	17.61	0.75	50.48	31.26	15.28	112	23.06	73.92	53	7	0
4	m	CHIA-TZU	17.15	1.50	46.79	49.20	25.43	173	23.15	73.74	48	12	3
	n	FUNG-SAN	15.79	0.65	47.67	25.32	13.29	122	22.38	76.32	87	27	1
	o	FU-SING	19.13	0.87	47.00	56.95	23.25	141	23.40	75.72	63	8	3
	p	CHI-HSIEN	18.45	0.84	50.81	31.06	14.32	198	23.09	87.26	82	49	52
	q	SAM-MING	19.57	0.51	49.04	25.53	11.60	139	23.76	76.89	66	16	5
	r	TAI-NAN	18.22	1.02	43.70	46.22	22.62	157	22.83	82.96	93	37	13
5	1	HWA-LIEN	12.51	0.91	23.00	16.80	9.71	62	20.10	39.44	0	0	0

結　　果

3.1　年平均特性

表 1 詳列各站年平均值所計算之SO_2/CO，NOx/CO，NO/NO_2與PM10/CO比值，和CO年平均濃度，此簡表可供了解各站的特性。表 2 則詳列各站年平均的O_3值，NO/NO_2值，6－17時最大O_3值，6－17時最大NO值，與NO平均值，以及一年內最大之小時O_3值，80 ppb，介於100－120 ppb與大於120 ppb的小時總數。

(一)北區

北區各站都爲高CO的一般站或交通站，NO/NO_2比值大於1.5，表示NO反應形成NO_2的速率緩慢。比較6－17時間最大NO濃度的年平均值，可發現北區各站均在88.66 ppb以上，三重站且爲235.3 ppb，遠大於其他地區。NO年平均值則在52.98 ppb以上，三重站達1344.43 ppb，遠大於其他地區。而，臭氧年平均值最高爲永和站13.7 ppb，臭氧6－17時大濃度年平均值最高爲板橋站36.43 ppb，二者均較其他區域(除東區外)之相對應值爲低。不過比較50% percentile與98% percentile，則並未顯現較其他區域爲低，表示北區各站一年中仍會出現多次高臭氧濃度。此點可由年最高小時濃度介於99～194 ppb間，同時大於80 ppb之總小時數可達119次等看出。由於高NO/NO_2的特性，所以出現高臭氧濃度的機會必定與季節性强烈日射的機率相關。

值得注意的是50% percentile值約在20 ppb附近，均大於各站的年平均值，顯示夜間低值出現次數太多，所以分析時若僅注意年平均值，是無法掌握數據中主要部份。至於98% percentile則多在50% percentile的一倍以上，顯示臭氧濃度在大於20 ppb以上，均呈急速上升至相當高值，所以資料的擴散性大。此外98% percentile均大於各站年平均的6－17時最大濃度，表示仍有許多陰雨日出現，影響當日臭氧累積，所以當計算6－17時最大濃度的長時間平均值時，此些陰雨日資料會影響平均值；當然即使在晴日下，若高NO與高NO/NO_2的情況出現頻繁，或區域性風速大，亦會影響臭氧的累積。

另外計算各站臭氧之50% percentile/年平均，98% percentile/50% percentile，與98 % percentile/6-17hr max. mean 等比值。北區各站的50% percentile與年平均的比值均大於1.51，也即彼此差距50%，顯示低值的數據相當多，尤其是三重與基隆二站。98% percentile與50% percentile的比值則大於1.96小於3.45，顯示各站仍有高臭氧濃度出現，不過此比值愈小表示高濃度較低與出現頻率較少，此又以三重與基隆與顯著。板橋站的高比值(3.43)顯示高臭氧濃高出現機率高，表 2 顯示此站小時O_3大於80 ppb的總次數爲119，其中31次大於120 ppb的警告標準，值得注意。98% percentile與6－17時最大值年平均的比值約在1.66～2間，差距並非很大。基本上此比值愈小，表示受陰雨日影響小，比值大則反之。但各站比值接受，則顯示受大氣環境之影響相近。

北區各站附近NO濃度高，而NO/NO_2比值大，但仍有小時濃度超過80 ppb，甚至

120 ppb的記錄，顯示受季節性區域環流的影響很大，各站所測臭氧不似源自本站附近的光化生成，乃源自混合層高層下傳或上游輸入，值得深入研究。

(二)桃竹苗區

此區內中壢站較類似台北各站，所以各項資料均與北區各站相近。新竹與頭份 2 站屬低CO的一般空氣品質站，年平均NO濃度低，因此臭氧年均，6 - 17時最大濃度年平均，與98% percentile等均較大中壢站爲略高。其中頭份站受附近工廠排放NOx，SO_2與PM 10影響，由於附近整體環境之NOx高，所以臭氧生成屬較大尺度現象，而致高濃度出現機率較多，小時濃度大於80 ppb的總次數爲35次，其中 2 次大於120 ppb。

大略上，此三站的低濃度數據較北部爲少，高濃度出現頻率高，而大氣環境影響則相近。

(三)中區三個站均爲低CO的一般站，NOx排於源主要來自車輛。三站NO年平均值均遠低於台北各站，$NO/NO_2 < 1.5$，所以臭氧的年平均值，6 - 17時最大濃度年平均值與98% percentile 等數據，均較北部各站爲大。各站小時濃度大於80 ppb的出現總次數，至少在30次以上，其中台中站出現74次，7次大於12 ppb。

大略上，此三站的50% percentile 與年平均的比值均少於1.5，顯示低濃度數據出現頻率少，此可能與晴日出現頻率高有關。所以高濃度出現頻率高，各站受附近大氣環境影響的情形相近。

(四)南區

南區 6 個站均爲理想的低CO一般空氣品質站，NO濃度低，僅台南與楠梓附近工廠排放NOx影響。但臭氧的年平均值，6 - 17時最大濃度平均值，與98% percentile等參考數據，均較北部各站爲高。各站小時濃度大於80 ppb的出現總次數，至少爲73次，其中七賢站最高嚴重達185次，且52次大於120 ppb。

大略上，明顯地因晴日多，低值少，所以98% percentile/50 percentile，值均大於3，也即高臭氧濃度出現頻率非常高；此外附近環境的影響一致。

(五)東區 - 花蓮站

此站爲理想的一般背景站，CO年平均小於10 ppb，而$NO/NO_2 < 1$。低NO的濃度值，雖然予以充份的光化反應機會，仍無法生成高臭濃度。此站98% percentile爲39.44 ppb，與三重站、基隆站相近，但絕非如此些站一般爲高污染站。此點可由一年內最大濃度才約62 ppb 可見。

3.2 月平均資料分析

分析全省各站之月平均臭氧變化，發現月平均資料以南區在9、10月達30 ppb爲最高。同時，除北區外，其他各地 均顯現出34，5月與9，10月的春秋高值。北區無明顯季節性變化特徵。若作全區月平均的比較，則北區濃度最低，最高濃度爲南區。

圖 2 爲全省各站 6 - 17時最濃度的平均變化圖。以南區濃度最高，花蓮站具最低濃度。南區七賢與台南站在10月時，6 - 17時的最低濃度平均可達95 ppb。大致上，中、南區仍現高

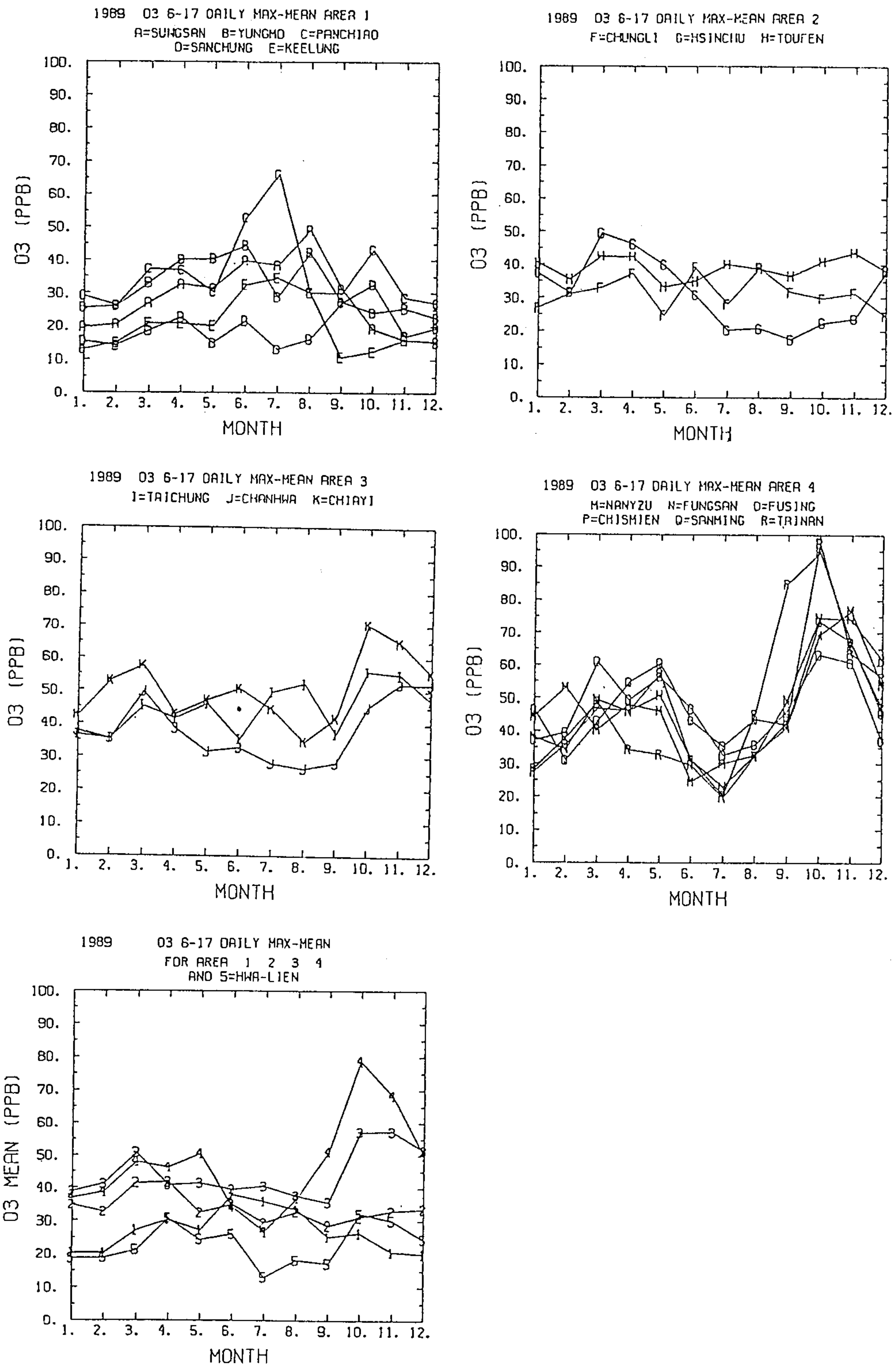


圖 2 1989年各站6-17時最大濃度月平均變化圖。最後一張為區域平均

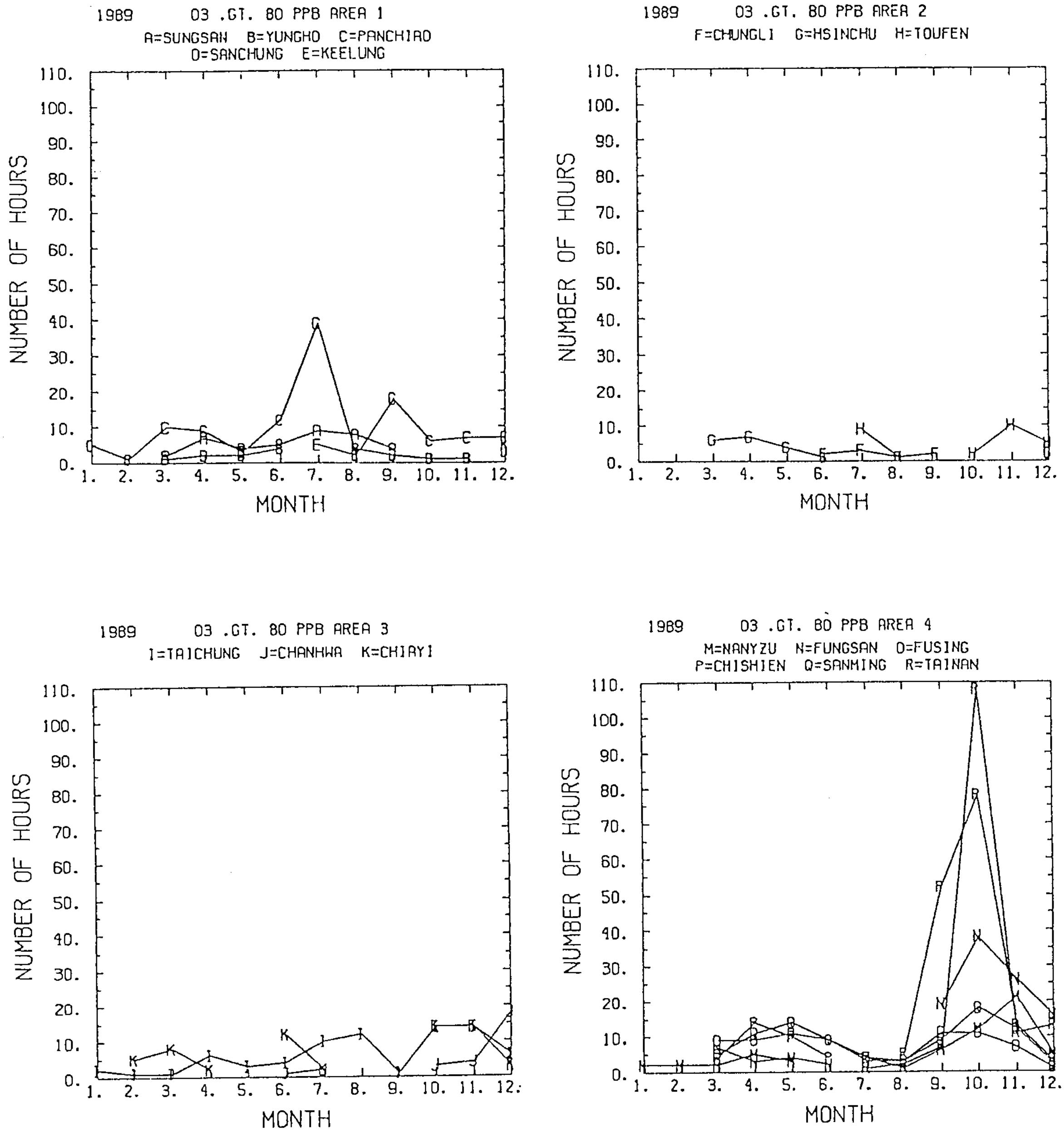


圖 3　1989年各站每月出現小時濃度大於80 ppb 的總次數分佈

值於春、秋二季。桃竹苗區以新竹站3月濃度最高，北區板橋站則明顯地高值出現在夏季。比較區域平均，則仍以南、中區濃度最(高南區10月達80 ppb)。最得注意的北區與中、南區出現高值的季節不同。

最後分析各站每月出現小時濃度大於80 ppb的總次數(圖3)，七賢站10月出現，100 次最爲驚爲人，次爲台南80次，鳳山35次，均在同一月份。北區板橋站則主要出現在7月(達40次)與9月(近20次)。其餘各站每月最多出現15次。

大略而言，6-17時最大濃度的月平均值代表每日出現最高濃度的出均特徵，所以遠大於月平均值。譬如花蓮站由於環境NO低，所以O_3濃度低，因此雖然月平均值較北區區域平均值大，但每日最大濃度的平均值就比較低。此二資料均顯示中南部出現高臭氧濃度的季節應是在春、秋季，尤其是9、10月。至於北部，則主要臭氧污染季節爲夏季。明顯地，南部春、秋季大尺度氣流緩慢，故臭氧易累積。而北部則陰雨日一向頻繁，只在夏季爲晴日多，故臭氧生成較易。

3.3 小時平均資料分析

爲了解各站的臭氧日逐時變化情形，將資料區分爲春、夏、秋、冬四季。

春季時北區各站午時臭氧最高僅達約30 ppb，其餘各站約在13、14時達40～45 ppb 間。值得注意的是桃竹苗區、中區與南區，臭氧約在8時後增加，至20時降至晚間低值，大12 小時內屬單尖峰型特徵。北區各站則白日臭氧增加至消減的時段各自不同，譬如三重站由10～15時，板橋站則由8～19時，顯然是小區域性變化極大。不過，北區板橋站在13時出現7次大於80 ppb的紀錄，與其他地區的最高紀錄相當。

夏季時所有測站均呈現寬廣的單尖峰型逐時分佈，以北區與中區各站的午時濃度最高(平均約在45 ppb)。若計算小時濃度超過80 ppb的總次數，則北區板橋站在10時～17時均有超過80 ppb的紀錄，13時曾有13次的出現次數。南區三民站在12時則有最高的7次出現紀錄，中區最高爲5次。

秋季時，南區午時平均濃度均達45 ppb以上，七賢約爲70 ppb。次高濃度出現在中區，嘉義站午時約有60 ppb濃度。桃竹苗區內則以頭份午時40 ppb爲最高。北區則板橋站午時約30 ppb，且白日的單尖峰持續時間較其他地區均短，清晨4時左右，則有平均低於15 ppb的小波出現。計算小時濃度超過80 ppb的出現次數，七賢站自9時起，到約21時均有記錄，午時出現約27次。其次台南站午時約22次，復興站午時約15。大體上，南部各站在秋季時，出現超過80 ppb的次數相當驚人。中區則午時至多7次。北區則至多5次。

整體而言，臭氧日變化特徵各區均以單尖峰型變化爲主，大約自8時後增加，12－13時達高峰，然後漸減至19時附近，持續時間約爲11時。入夜後濃度平均約在10 ppb以下。一年內，以秋季南區臭氧高濃度最爲驚人，應與此時當地持續日射，但降雨少，風速微弱等大氣條件相關。北區則以板橋站四季均出現高臭氧濃度值得注意。北區季節小時平均除夏季爲長時間單尖峰型外，其餘3季均出現白日短時段的單尖峰型，清晨2～6時間則另有一微弱的小波變化。桃竹苗區內以中壢、頭份站均有高臭氧濃度的紀錄，但出

現次數不大。中區亦爲高臭氧濃度區，尤其在秋季期間。

3.4 測站臭氧、NO與NO_2間之相關

理論上臭氧爲NO與非甲烷碳氫化合物(NMHC)經光化反應所生成，因此高NO與NMBC，似乎生成高O_3。但是Lin *et al.* (1988)的研究，早已指出臭氧生成與NO濃度非呈線性相關。譬如固定清晨NMHC，但逐漸增加清晨NO量，則午時臭氧會先增加後減少。也即在超過某一臨界NO濃度後，多餘的NO反而會加速破壞臭氧，反致臭氧減少。基本上，現場所測的NO不可能立刻進行反應形成O_3，但卻可能迅速形成NO_2，而NO_2卻可能協助形成O_3。因此，若NO/NO_2的比值愈小，愈表示當地NO均已迅速轉變成NO_2，而在此有利環境下，O_3就可能快速成長。當然此時若環境NO量大，則可能進行$NO + O_3 \leftarrow NO_2 + O_2$的反應而致臭氧減少；反之NO太少，則亦可能無法協助大量O_3形成。因此若仔細檢查NO/NO_2比值，NO濃度與O_3的相關，應可找重要關聯性。

初步分析各站NO/NO_2比值的月平均。北區各站均大於 1 ，值得注意的是經常出現高濃度臭氧的板橋站，其NO/NO_2比值最小者。而三重站NO/NO_2約在1.5上下變動，爲北區所有站中NO/NO_2比值最小者。而三重站NO/NO_2在4月達6.25爲最高。桃竹苗區爲NO/NO_2比值次大區，其中中壢站8月時約爲3。中區則多在 1 以下，僅彰化在12月時達 4 。南區各站亦多在 1 以下，僅楠梓站在6月達4.5。區域平均後顯示北區約爲2.5，爲最高值。

將各站的月平均6－17時最大臭氧濃度值與月平均NO/NO_2值繪於圖4內。北區，臭氧與NO/NO_2的反比相關可明顯看出。即NO/NO_2比值愈大，6－17時平均最大濃度值也愈低，大略上，$NO/NO_2 < 3$，午時臭氧一定小於40 ppb。在桃竹苗區，中區內與南區內，相似特徵亦可辨認。不過，NO/NO_2比值愈小，午時臭氧平均濃度卻可能在20～100 ppb間變動。也即，NO/NO_2 比值小於2爲午時平均濃度大於50 ppb以上的必要條件，但卻不是充份條件。譬如，中、南區各站經常保持低NO/NO_2比值，但卻要在秋季，才易出現午時平均臭氧大於50 ppb的情形。所以高臭氧濃度在$NO/NO_2 < 2$的必要條件下，仍需配合適合的大氣適合的大氣環境才會形成。

其次比較月平均6－17時最大臭氧濃度值與月平均6－17時最大NO濃度值的相關(圖5)，基本上，6－17時間最大NO濃度，主要出現在早上交通尖峰期間，所以本相關性分析，即在探討清晨平均的NO濃度與午時平均濃度的相互關聯。圖5顯示出與圖4的類似關係，也即清晨NO濃度與午時O_3濃度呈現反比關係。尤其在北區，清晨NO平均濃度大於100 ppb，則午時臭氧濃度小於40 ppb。其他三區亦配合相似狀況，但在清晨平均NO濃度小於100 ppb下，卻可能出現午時臭氧濃度介於20～100 ppb間。再一次地，清晨平均NO濃度小於100 ppb爲午時高臭氧濃度的必要條件，但不是充份條件。

總　　結

本文內詳細分台灣各站臭氧的特性，主要結論爲：

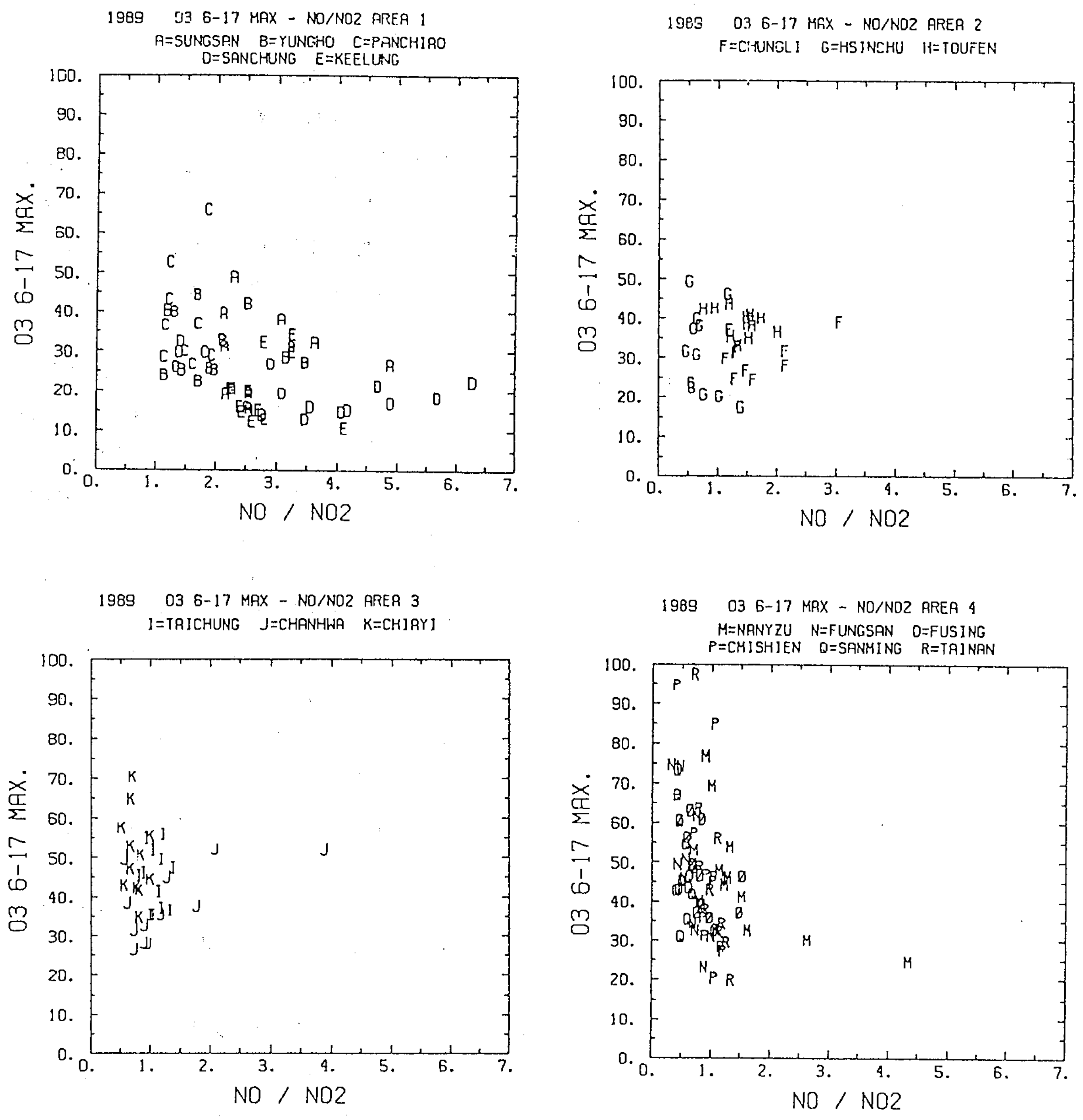


圖 4 1989年分區各站月平均6-17時最大濃度值與月平均 NO/NO_2 的相互關係圖

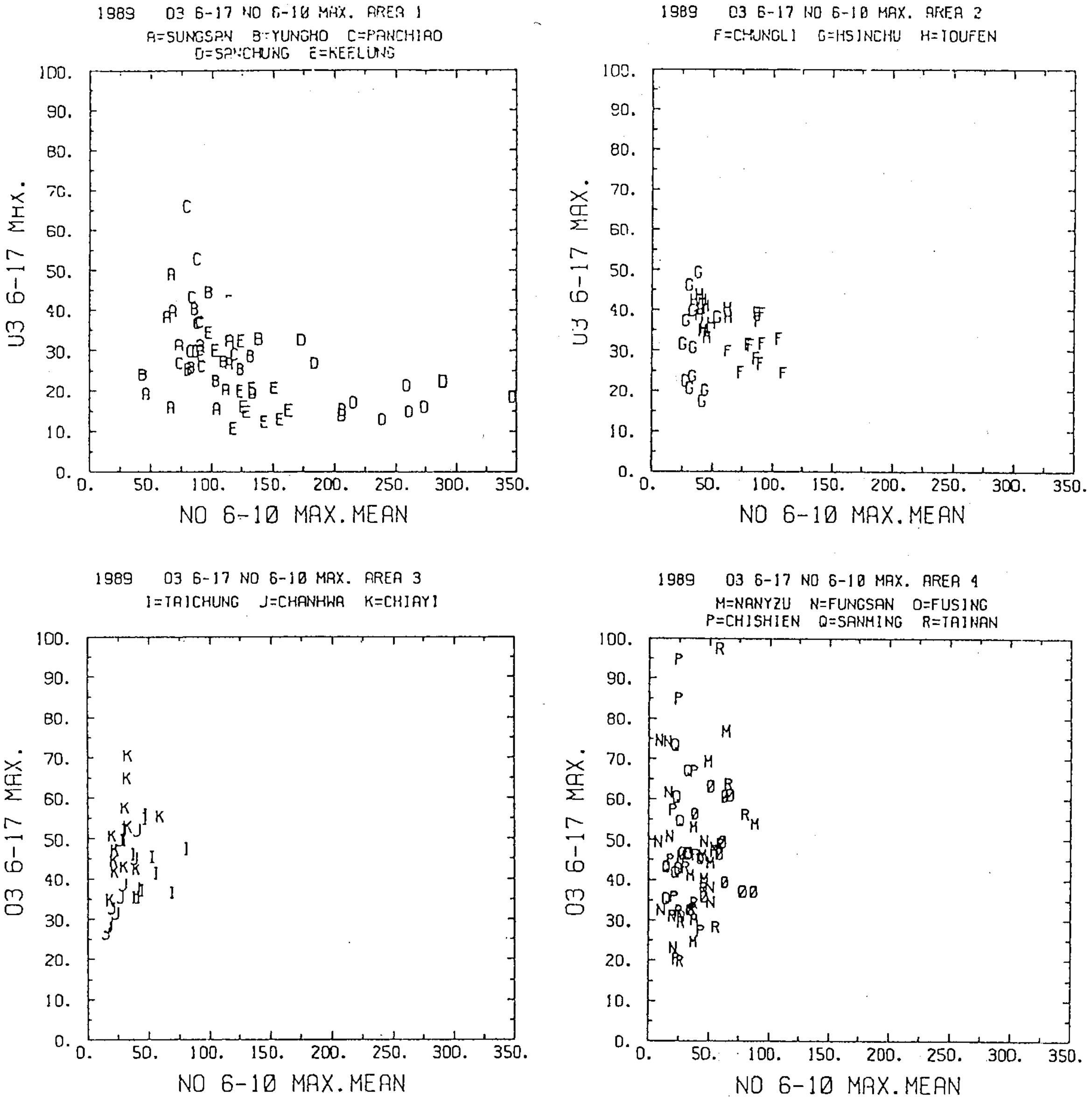


圖 5　1989年分區各站月平均6-17時最大臭氧濃度值
與月平均6-17時最大NO濃度值的相互關係圖

(1)臭氧數據中有許多低值，因此若分析如年平均、月平均等特徵，並無法明確了解臭氧特性。但若分析6－17時最大濃度的平均值，50％ Percentile與98% Percentile，則可以看資料分佈狀況，配合上分析小時濃度超出80 ppb的次數，則可以看出污染嚴重性。

(2)北部各站雖然環境NO高，但NO/NO_2比值大，所以整體而言出現低濃度的機率高，而致臭氧年平均值，6－17時最大濃度年平均值與98％ Percentile均較其他地區爲低。但是一年內出現小時濃度大於80 ppb，甚至於120 ppb的頻率仍相當大，同時一年內的最大小時濃度亦可與其他地區相當。此點顯示(1)本地高層或氣流上游區含高臭氧濃度，在氣象環允許時，即造成本地臭氧累積：(2)本地建築密度高，氣流停滯機率大，所以在適當的臭氧生成環境下，臭氧累積迅速。此2點均應受季節性環流影響極大。大略上，以夏季爲佳。

(3)台中以南各站特徵相似，由於晴日出現頻率高，所以低濃度出現較少，高濃度出現機率增加，一年內以小時濃度大於80 ppb的總次數至少爲30次，值得注意。尤其是南部各站在低環境NO濃度與充份進行光化反應的高機率下，臭氧濃度在七賢站一年就有52次超過120 ppb 的警告標準，值得注意。大略上，以秋季最嚴重。

(4)相對於懸浮微粒污染，目前中南部各站的臭氧污染問題，在計算每日PSI值得並未顯現出來。未來在車輛數持續增加，而懸浮微粒染經有效控制情況下，將會突顯出臭氧污染問題。

(5)中、南與桃竹苗區各站白日臭氧特徵爲寬廣(持續約11小時)的單尖峰型特徵，北區則僅在夏季出現相似特徵，其餘3季白日單尖峰持續時間短，且清晨2－6時小波幅變化。

誌　　謝

本文爲環保署EPS-81-E3L1-09-02計畫資助完成，作者感謝林宇鐘先生、朱淑華小姐等協助完稿。

參考文獻

Bojkov, R. D. 1988. Ozone changes at the surface and in the free troposphere. Tropospheric ozone. p. 88, 83-96. Isaksen, I. S. A. and D. Reidel, eds.) Dordrecht.

Bower, J.S., G.F.J. Broughton, M.T. Dando, K.J. Stevenson, J. E. Lampert, B.P. S weeney, V.J. parker, G.S. Driver, A.G. Clark, C.J. Waddon, A.J. Wood and M.L. Wi lliams. 1989. Surface ozone concertrations in the U.K. in 1988-1988 Atmos. Environ. 23: 2003-2016.

Liu, C.M. 1989. The winter and spring ozone in Taipei. (in chinese). EPA-78-002 -10-069.

Liu, C.M. 1990. The monitoring of the meteorological environment during Taipei ozone Episode.

(in chinese). EPA-79-002-01-007.

Liu, C.M. 1991. The analysis of daily air quality data in Taiwan. (in chinese). EPA-80-E311-09-04.

Logon, J. A. 1989. Ozone in rural areas of the United States. J. Geophys. Res. 94: 8511-8523.

Penkett, S. A. 1988. Indications and causes of ozone increase in the troposphere. The Changing Atmosphere, p. 38-48. Rowland, F. S. and Isaken editd I.S.A., John wiley, N.Y.

Seinfeld, J. H. 1986. Atmospheric chemistry and physics of Air Pollution. John Wiley & Sons, Inc., p. 738.

Tsay, C.H. 1988. A preliminary analysis of the Taiwan Ozone. (in chinese). EPA- 77-002-11-003.

Weston, K.J. P.J.A. Key, D. Fowler, A. Martinn and J.S. Bower. 1989. Mass Budge tstudies of photochemical ozone production over the U.K., Atmos. Environ. 23: 1349-1360.

Yoshikado, H. and J. Mizano. 1985. Dependence of the surface ozone concertration on the Harima district on the insolation and wind. J. Meteoro. Soc., Japan. 63: 1139-1146.

臺灣北部放射性污染物擴散之數值模擬：冬季個案研究

Numerical Simulation of Radioactive Pollutant Dispersion over Northern Taiwan: A Winter Case Study

黃　清　勇
Ching-Yuang Huang

國立中央大學大氣物理研究所
National Central University, Institute of Atmospheric Physics

摘　　要

本文探討盛行東北季風以及台灣北部複雜地形條件下近地污染面源的擴散過程。文中使用一中尺度數值模式來作數值模擬。此模式包含邊界層高階參數化、雲物理以及污染物濃度預報方程。模式模擬結果顯示，若污染源爲大屯山脈迎風面核一、二廠走之面源，中尺度局部地形環流的平流及擴散過程不可避免地將輻射性污染物帶入大台北盆地。核一廠的污染物可經由淡水河谷及基隆河谷，而核二廠污染物主要是由基隆河谷，進入了大台北盆地。在強盛行風下，兩廠之污染物均越過林口台地並於三、四小時內影響桃園及新竹地區，平均地面濃度值則降爲約原污染源濃度的十分之一。若考慮白日地面加溫作用，則因大氣邊界層迅速發展，盆地濃度可再被稀釋成百分之一。但在弱風且近地熱力穩定情況下，大台北盆地的最大濃度值可爲污染源濃度一半以上。在東北季風情況下，核四廠對宜蘭地區則有較大的影響。本文個案模擬結果顯示，福祿數(Froude number)不失爲了解北台灣山嶽氣流特徵(過山、繞山及偏射)之有用參數，水平平流作用亦大致決定污染物移動與幾何分佈情況，然而近地大氣亂流的垂直擴散作用實爲決定地面濃度大小更重要的因子。

關鍵詞：中尺度數值模式，污染物，大氣亂流

ABSTRACT

This study investigated diffusion processes of near-surface area pollutant sources over complex terrain of northern Taiwan under prevailing northeast monsoon. Numerical simulations were performed by a mesoscale numerical model which includes a high-order closure scheme of planetary boundary layer parameterization, cloud microphysics and the prognostic equation for pollutant concentration. Model simulation results showed that for area sources over the upstream side of Da-Tun Mountain Range, radioactive pollutants were inevitably taken into the metropolitan Taipei Basin thru advection and diffusion processes of local topographically-induced mesoscale circulations. Pollutants from Station 1 of nuclear energy plants can be brought into Taipei Basin thru Tan-Shui River and Kee-Long River, while pollutants from Station 2 entered mainly thru Kee-Long River. For stronger prevailing winds, pollutants from both stations can be flowed over Lin-Kou Table land and contaminate Tao-Yuan and Hsin-Chu by 3-4 hours with the ground-level pollutant concentration about one-tenth of the original source concentration. With the diurnal surface heating included, the concentration can be further reduced to about one-hundredth. The maximum concentration over Taipei Basin could retain more than one-half of the source intensity for weaker winds under stable conditions. For the prevailing northeast monsoon, I-Lan area was more affected by Station 4. The winter case results indicated that Froude number appears to be an effective parmeter for an understanding of the mountain flow behaviors (passing over, surrounding or deflecting) in northern Taiwan. Horizontal advection processes mostly controlled the pathways and geometric distributions of the pollutants, while vertical diffusion processes of the atmospheric turbulence near the surface was a more dominant factor for the determination of concentration magnitude.

Key words: Mesoscale numerical model, pollutants, atmospheric turbulence

前　　言

自從蘇聯車諾堡核能電廠爐心溶毀以致大量輻射性污染物外洩之意外事件發生後，吾人對核污染的憂患意識乃大為提高。目前台灣已有三座運轉中的核能電廠(核四廠的興建正在進行中)，其中核一、二廠位於人口高達六百多萬的大台北都會區。由於此區地域狹小，地形複雜，加以人口非常稠密，對於任何可能外洩的輻射污染物擴散之預先研究與了解乃至為重要。

台灣上部地區冬季盛行東北季風，局部地形對此盛行氣流具有顯著的修正作用。蔡

(1987)曾對台灣北部地區局部環流作過觀測與分析。文中指出，由於局部地形的阻擋作用及渠道作用，盛行風可沿基隆河谷(大屯山脈與雪山山脈之間)或淡水河谷(大屯山脈與觀音山巒之間)吹入台北盆地，或直接翻越大屯山脈至盆地南側與上述繞山氣流會合，並與雪山山脈北側的下坡風形成合流而轉往林口、桃園一帶。

由於空氣污染物的移動與分佈爲平流及擴散作用所控制，局部地形引發的中尺度環流與大氣邊界層亂流乃爲吾人所必須確實掌握與了解。利用中尺度數值模式來模擬台灣北部複雜地形下污染物擴散過程及不失爲一有效的研究方法(Segal *et al.* 1982; Huang 1993)。本文將以數值方法來探討北部核能電廠外洩的輻射污染物之擴散過程；文中第二節介紹中尺度模式內容及其數值方法，第三節描述研究個案及討論其數值模擬結果，最後一節則對個案的模擬結果作個結論。

數值模式及方法

本文所使用的數值模式爲Huang (1993) 的中尺度數值模式，此模式包括雲雨水及污染物濃度的預報方程式。模式中使用了靜力、非彈性及boussinesq流體假設。另外，爲了模擬複雜地形氣流，模式垂直座標採取追隨地勢坐標。對於次網格亂流作用，在表面層使用 Businger *et al.* (1971) 的似理論 (similarity theory)，表面層以上則利用亂流動能 (turbulence kinetic energy) 的預報方程式。在 z 坐標的亂流動能的預報方程式可寫爲

$$\frac{\partial E}{\partial t} = -\vec{V}\cdot\vec{\nabla}E + [-\overline{u'w'}\frac{\partial u}{\partial z} - \overline{v'w'}\frac{\partial v}{\partial z} + \frac{g}{\theta_o}\overline{w'\theta_v{}'}] - \frac{\partial \overline{w'(E'+p'/\rho_o)}}{\partial z} - \varepsilon \quad (1)$$

上述方程式中，亂流動能消耗率(ε)亦可採用預報方程式

$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} = -\vec{V}\cdot\vec{\nabla}\varepsilon + c_3\frac{\varepsilon}{E}[-\overline{u'w'}\frac{\partial u}{\partial z} - \overline{v'w'}\frac{\partial v}{\partial z} + \frac{g}{\theta_o}\overline{w'\theta_v{}'}] - c_4\frac{\varepsilon^2}{E} + c_5\frac{\partial}{\partial z}(K_M\frac{\partial \varepsilon}{\partial z}) \quad (2)$$

其中c_3，c_4，及c_5爲常數。在(1)式及(2)式中，primed 變數爲次網格值，其物理意義爲氣象學上例用定義。由已知的亂流動能，我們使用 Mellor and Yamada (1982)的 level 2.5 方法來參數化K_M 以及K_Θ。文中K_M 用於動量場變數，K_Θ 用於熱力變數及濃度變數。另外，本文亦考慮陸面溫度的日變化，並由地面能量收支平衡方程式來決定，模式預報方程式中水平平流項之計算是採用四階的Crowley 平流式(見Huang and Raman 1991)，而垂直方向則用其二階的格式。本文假設地面污染濃度爲全反射之邊界條件。所有預報方程式中的垂直擴散項皆以非條件性穩定的隱式法(time-implicit scheme)計算 (Huang and Raman 1989)。

模擬個案與結果

本文個案模擬範圍為800 km × 800 km，採單一水平網格間距為△x＝△y＝10km，而垂直方向則使用非等間距網格。本文一共模擬四個個案 (NE1-4)，分別針對三個核能電廠(核一、核二及核四)位置上的面源予以探討。在核廠周圍，我們設定外洩的輻射性污染物的初始濃度值為100單位(作為參考值)，且此污染源的體積為10公里×10公里×50公尺(為最高的模擬解析度)。本文假設此污染物為一般空氣污染物，具中性浮力，亦即其路徑完全由大氣運動所控制。除個案NE4加入水汽及日變化的條件外，其他個案皆將地面溫度(海面及陸面) 固定為20℃且假設為乾大氣。個案NE4亦假設初始相對比濕從地面至10km皆為50％，在其積分過程中，海面溫度固定為20℃，陸面溫度則由表面能量收支平衡方程式決定之。

對所有個案而言，約在積分 3小時之後盛行氣流場已大致受局部地形作用所調整，因此個案NE1-3在第 3小時釋放污染物(但個案NE4在第 4小時，即0800 LST)。此污染物為瞬間釋放的陣煙(puff)，其濃度為定值。亦即在釋放的初始時間，小尺度的擴散作用已迅速將設定的面源均勻地混合，此一過程無法為中尺度模式所描述。另外，個案NE4中亦採用拉格朗日法(Lagrangian method)來了解單點污染粒的運動路徑。

(一)個案NE1、NE2及NE3

個案NE1具有較大的盛行東北風(地面地轉風速為Ug＝Vg＝-5 m/s)及熱力穩定參數($N=(\frac{g}{\theta_0}\frac{\partial\theta}{\partial z})^{1/2}\sim0.01$)。以大屯山高(h～800公尺)而言，其迎風面氣流的理想Fr值約為0.88($Fr=\frac{U}{Nh}$)可視為上游風場之動能與其可用位能的比值)。但由於邊界層的黏滯作用，實際上此值應受修正而較小。Smolarkiewicz and Rotunno (1989)發現，Fr＝0.66時，氣流具有明顯的爬山的分量，且在背風區沒有背風渦旋(lee vortex)產生。圖1為個案NE1在第4小時以後污染物的擴散情形。可以看出污染源中有一部份已爬越大屯山脈，另外部份則沿基隆河谷及淡水河谷進入台北盆地。值得注意的是在大屯山脈的背風區有一停滯點，這和許多實驗與數值模擬的結果相同(Hunt and Snyder 1980; Smolarkiewicz *et al.* 1988; Smolarkiewicz and Rotunno 1989)。因為此停滯點的存在，使得台北盆地內的污染物不易迅速擴散至外面。Smolarkiewicz and Rotunno (1989)亦發現，僅在Fr值小於0.5時，通過三維鐘狀山的黏滯性成層氣流於山前迎風區及山後背風區方出現停滯點。由於本文個案具有邊界層摩擦作用，加以局部地形頗為複雜，個案結果並無法予與對照比較。待至第 8小時，部份污染物仍然留滯在大台北盆地，部份則向西爬越觀音山巒與其他繞流性污染物匯合。由於外圍偏射激流與雪山山脈向西之下坡氣流的合流作用造成風速於桃園及新竹平地大為增強，越過林口台地的污染物得以迅速往西南輻散，其擴散面積之前緣此時已沿伸至新竹以南。

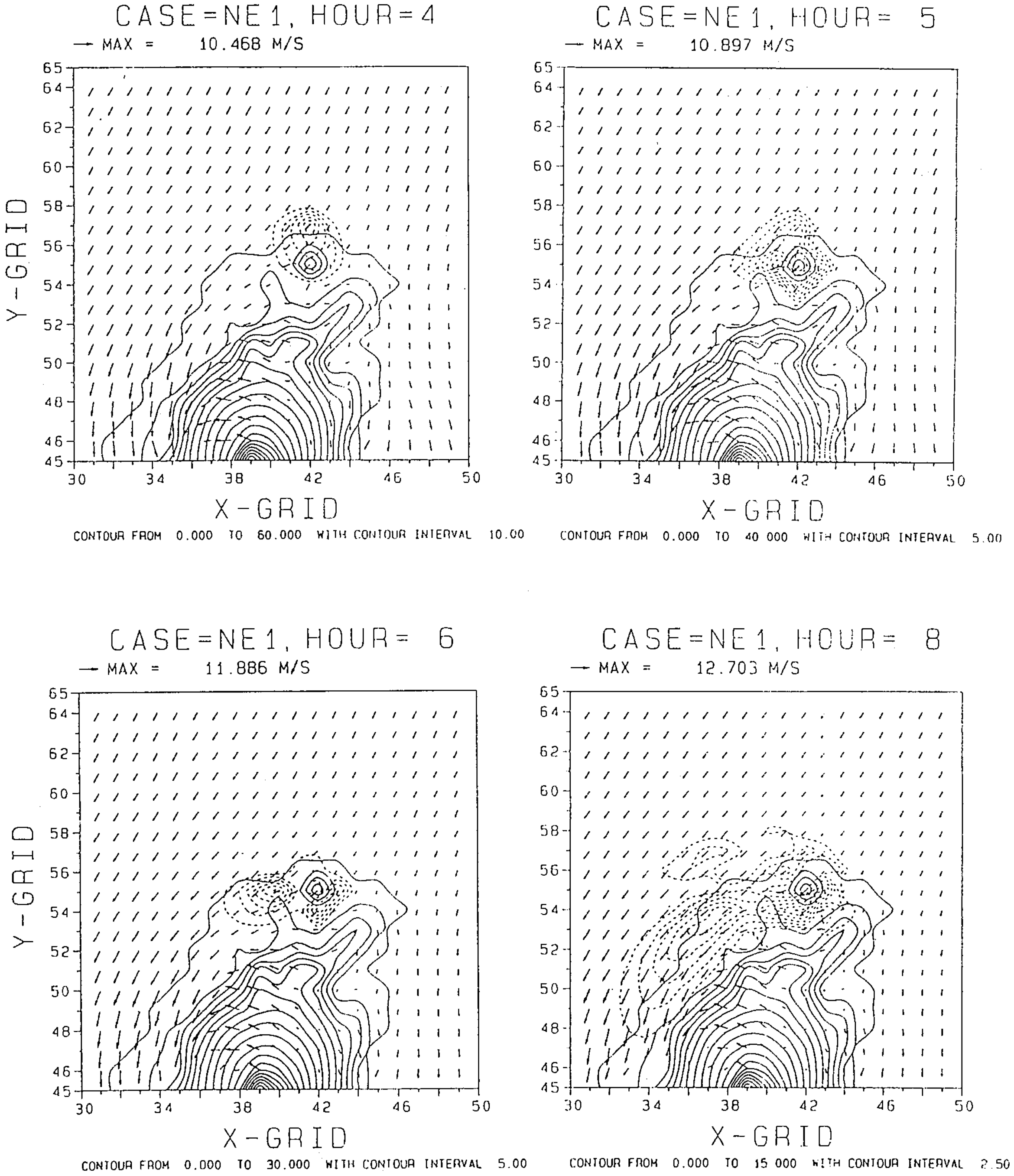


Figure 1. Numerical results for Case NE1 ($U_g = V_g = -5$m/s, N~0.01). The area pollutant source is from Station 1 of nuclear energy plants.

個案NE2與NE1的差異在於NE2的盛行風速及穩定度N值皆爲NE1的一半(但兩個個案Fr值則爲相同)。圖2爲個案NE2在第4小時以後的模擬結果。與圖1比較，吾人可以發現在NE2中污染物受山脈阻擋的效應較NE1明顯很多，因此污染物緩慢地往下游移動。部份污染物直接越過大屯山脈或繞過並由基隆河谷進入台北盆地，此和NE1結果有相當的一致性。在第8小時，初始污染源已分成三個主要濃度中心，一爲仍停留在大屯山脈迎風面海岸(但濃度已稀釋很多)，一在淡水河口，另一在盆地北側。到了第10小時，停滯在台北盆地內的污染物，部份向西流過觀音山巒外，大部份仍停留在原地。個案NE2結果除顯示污染物因較小風速而移動緩慢外，其較小變形的濃度分佈形狀亦意涵其擴散過程較不受山嶽存在的影響，此與其較小的N值相符合，氣流的特性亦較接近勢流(potential flow)。

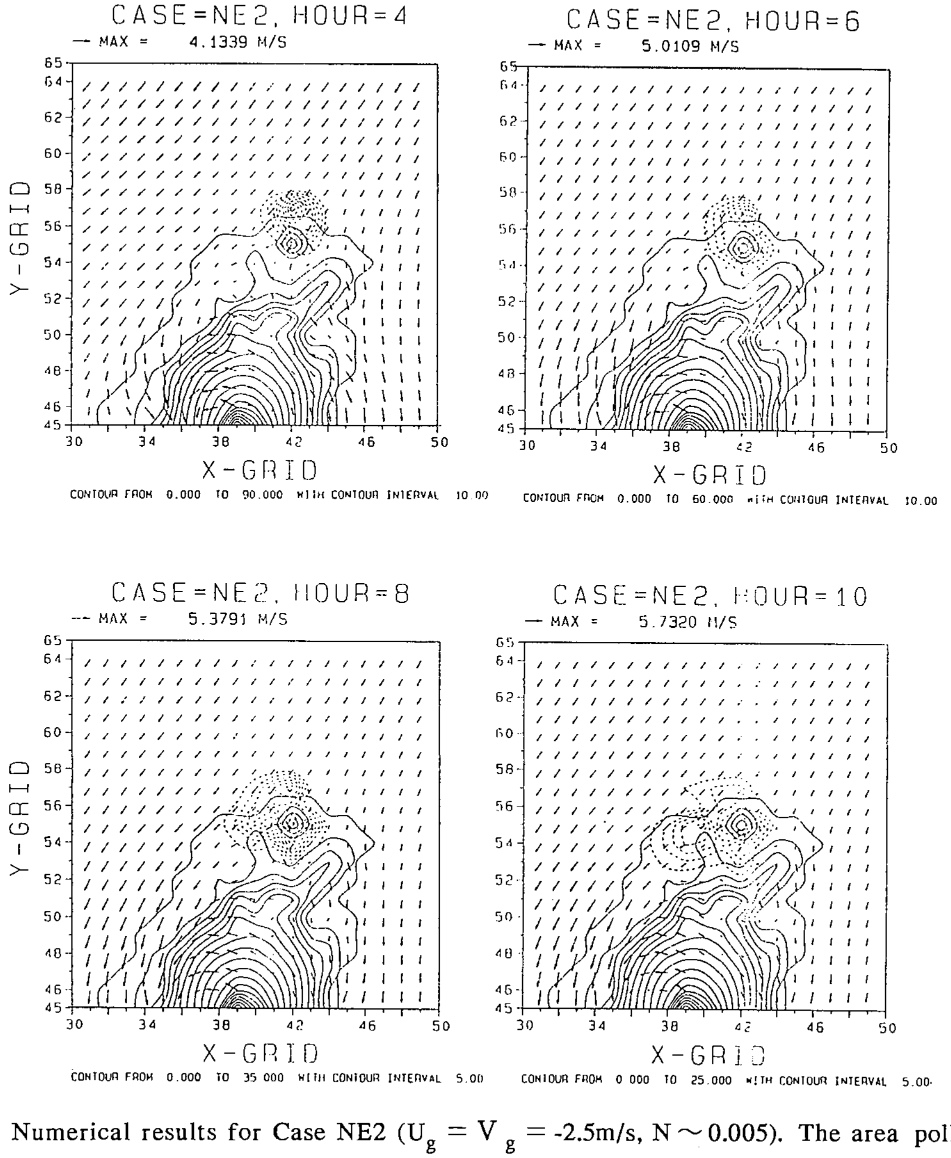


Figure 2. Numerical results for Case NE2 ($U_g = V_g$ = -2.5m/s, N ~ 0.005). The area pollutant source is from Station 1 of nuclear energy plants.

個案NE3與NE1有相同的N值，但風速爲後者的一半。其在第4小時(圖3a)人污染物擴散的情形與NE2相似，但受大屯山脈的阻擋作用之影響更爲明顯。個案NE3因垂直穩定度較大，故污染物爬山的分量較NE2小。污染物除在山前有顯著堆積外，部份主要沿基隆河谷進入台北盆地。由理想個案之數値模擬(Smolarkiewicz and Rotunno 1989)及實驗室結果可知(Hunt *et al.* 1980)，在成層穩定的大氣中，Fr値較小的氣流傾向於作水平運動，亦即有利山前繞流現象之發生。等到第6小時，污染物類似NE1形成兩個濃度中心，一在大屯山脈的迎風面，一則受雪山山脈的阻擋停留在基隆河谷。値得注意的是在大屯山脈迎風面的濃度最大値超過90單位。在第8小時，基隆河谷的污染物已因擴散作用而延伸至台北盆地。到第10小時，大台北盆地仍充斥原有污染物，而迎風面之部份污染物已南移並擴散至桃園、新竹地區。此時台北盆地最大濃度値大於45單位，亦即約原污染源濃度的一半。此個案結果已明示，在風速較小且熱力穩定度較大情況下，地面污染物除不易作水平傳送及垂直擴散外，亦較易受局部地形環流(如雪山山脈西北側之下坡氣流)之影響。此由台北盆地污染物之長久滯留現象可以得到佐証。

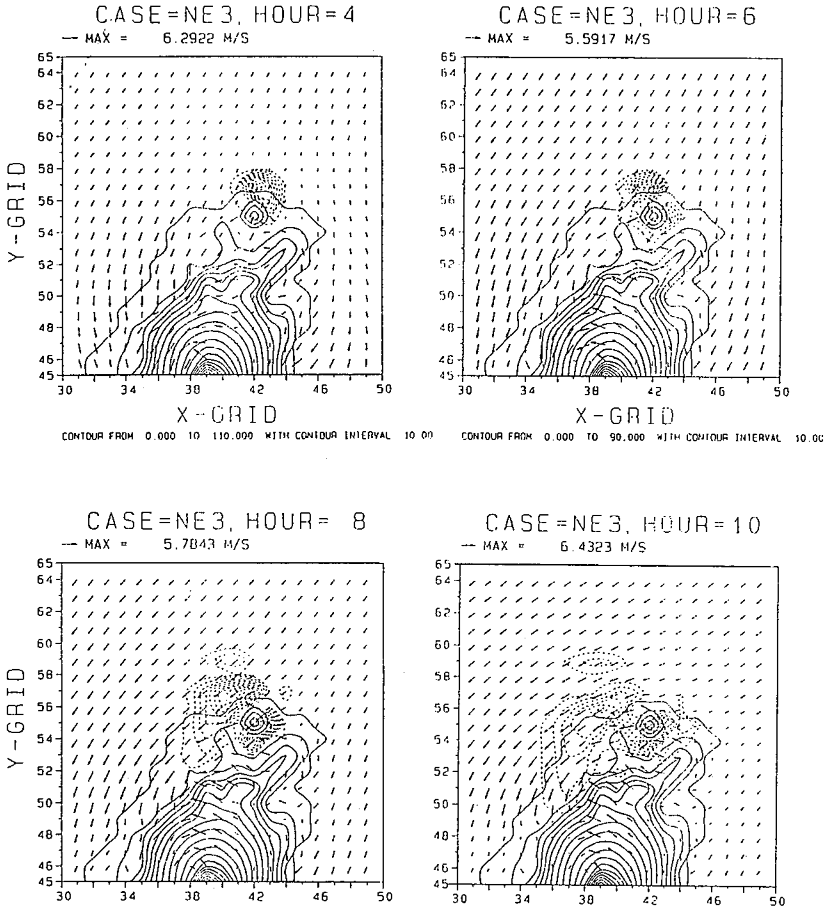


Figure 3. Numerical results for Case NE3 ($U_g = V_g$ = -2.5m/s, N～0.01). The area pollutant source is from Station 1 of nuclear energy plants.

在此我們亦討論在本同的個案NE1條件之下，核二廠的污染面源其擴散散的情形。圖4為NE1在第4小時以後污染物的分佈。再次强調個案NE1具有較大的盛行風速。因此個案Fr值較大，部份污染物可以越過大屯山脈，但仍以繞行大屯山脈東側的分量最爲明顯可見。此個案結果顯示，在一般東北季風下，核二廠污染物乃主要經由基隆河谷流進入大台北盆地，然後才向西南傳送及擴散至下游的桃園、新竹一帶。

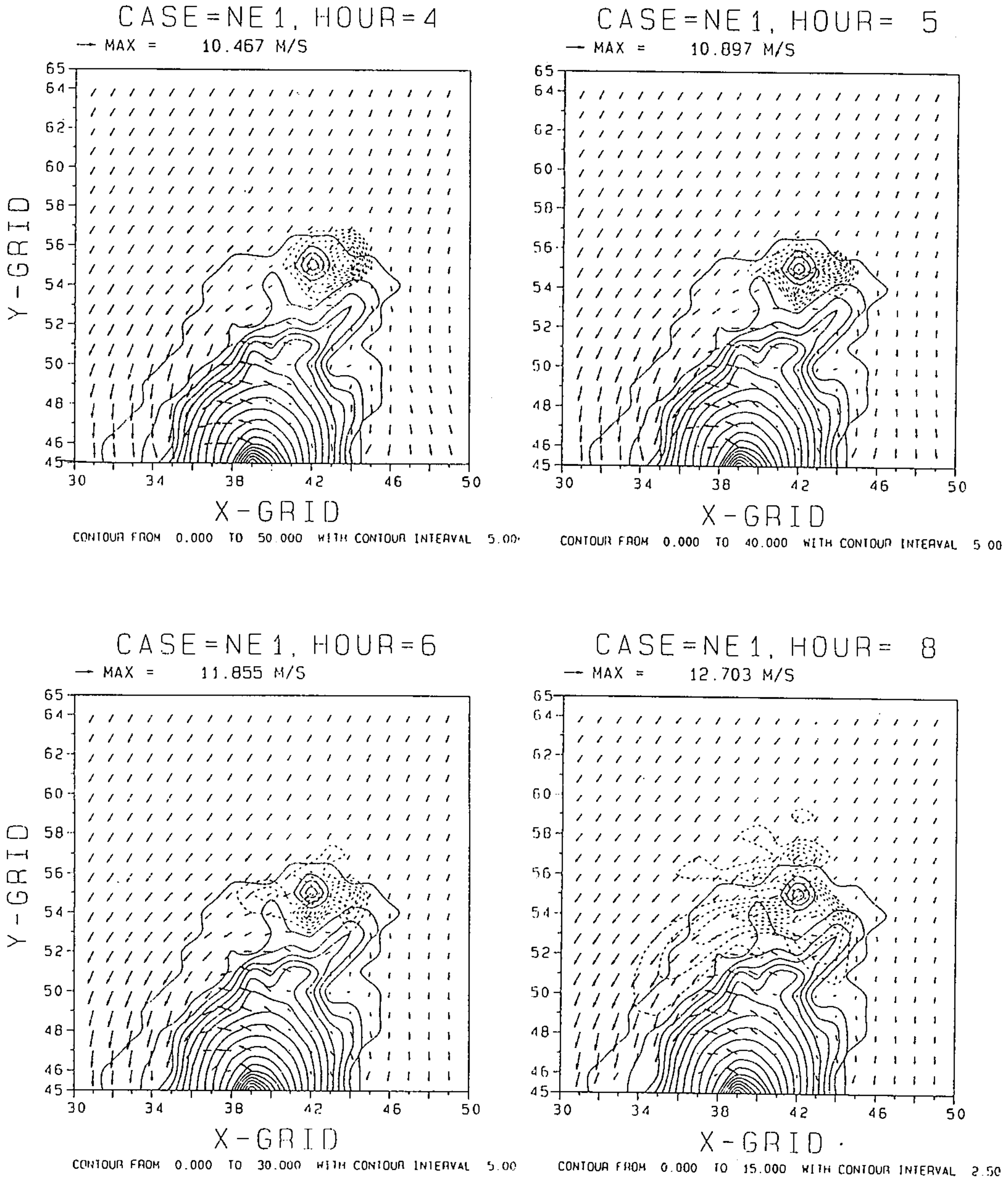


Figure 4. Numerical results for Case NE1 ($U_g = V_g$ = -5m/s,N～0.01). The area pollutant source is from Station 2 of nuclear energy plants.

(二)個案NE4

本個案模擬自0040 LST(設爲第0模擬小時)開始，日出時間約在第2.5小時(0630 LST)，在此時刻前其風場的型態與個案NE1很相似。但到第5小時(0900 LST)以後，由於日照加溫作用已引發海風，使局部環流逐漸加強。此西部沿海的向岸海風將因爲科氏力作用而增強盛行風向南分量。我們可預期污染物一旦流出台北盆地，其南移速度將加快。

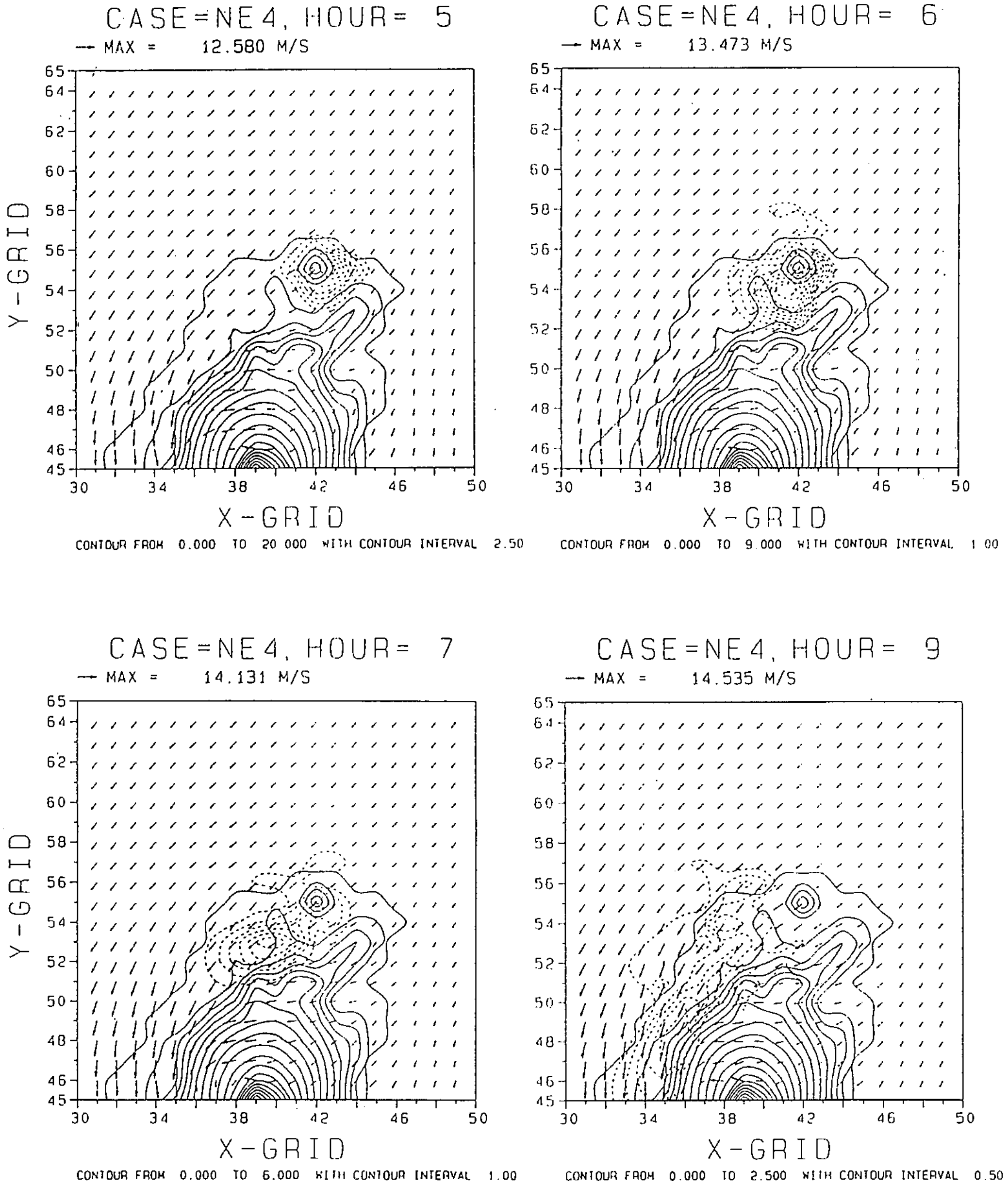


Figure 5. Numerical results for Case NE4 ($U_g = V_g = -5$ m/s, N～0.01). In this case, diurnal ground heating has been included, which starts from 2.5 simulation hour . The area pollutant source is from Stations 2 of nulclear energy plants.

我們分別在核一廠及核二廠的位置附近，於第4小時(0800 LST)釋放污染源。先就核一廠面源而言(圖未示)，在第5小時(0900 LST)時，因大氣表面層已呈現相當不穩定，亂流強度大爲增强，近地面污染物因亂流垂直擴散作用而迅速減少(盆地峰值驟降至20單位左右)，但其地面濃度分佈仍與NE1 (圖1)類似。對核二廠附近的面源而言，在0900 LST時，其污染物分佈的情形也與NE1類似，但範圍更大，而且也沒有滯留的現象(圖5)。在1000 LST時，峰値已移至台北盆地中央，此時台北盆地內吹東北風而非東風，顯示此時NE4中地形對氣流的阻擋效應並不明顯。另外，發展的海面環流也開始將被傳送至較高層的污染物帶至外海。在1100 LST以後，所有污染物已迅速利出台北盆地，並向西南擴散至台灣西部較平坦的地區，此時邊界層高度已發展至一公里以上，污染物之近地面平均濃度則降爲約原始濃度的百分之一。個案NE4的結果强調了熱力不穩定的機制在決定近地面濃度大小上扮演一個比平流作用更爲重要的角色。

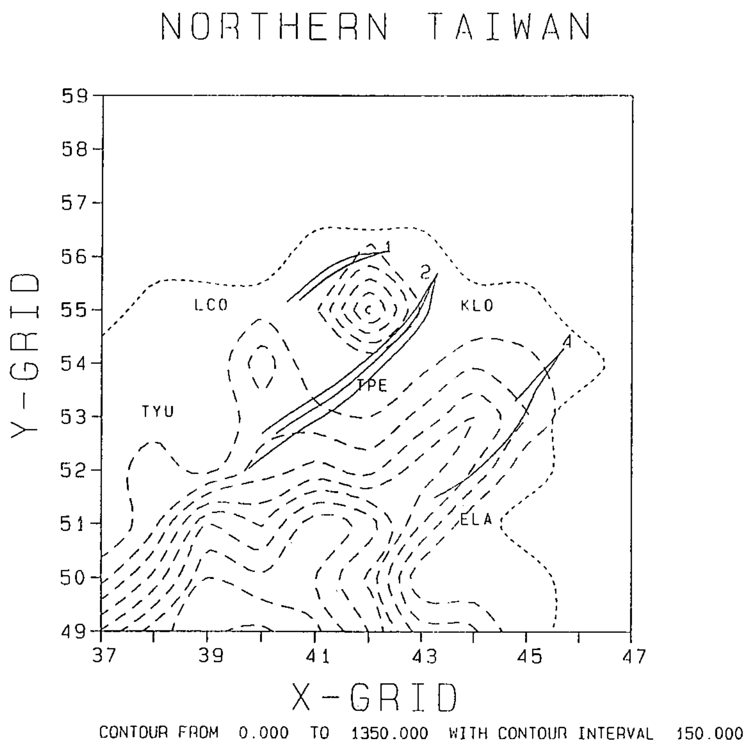


Figure 6. Horizontal pathways of the released particles from Stations 1, 2 and 4 for Case NE4 ($U_g = V_g = -5$ m/s, N～0.01). Pollutant particles are released near the surface at 0800, 0900 and 1000 LST, respectively.

最後，我們在NE4中探討單點污染粒受平均纍流吹移的軌跡。我在核一、二及四第三個廠走分別於0800，0900及1000 LST釋放近地面污染粒。圖6顯示釋放的粒子受局部環流吹送的水平路徑。由圖6，吾人可以看到不同時間釋放的核二廠污染粒均一致地繞過大屯山脈並由基隆河谷進入台北盆地；而核一廠污染粒則向西南緩慢繞行，其軌跡並不沿伸入台北盆地

，此與圖5之結果相吻合。另外，在核四廠預定地釋放的污染粒則爬向雪山山脈，較後時間釋放的粒子並可越過較高之等高線而逐漸接近宜蘭地區。此單點粒子路徑的分析結果充分佐証了上述污染面源之擴散形式，亦即污染物的濃度幾何中心之移動顯係受水平平流作用所主宰。

結　　論

本文利用一中尺度數值模式來模擬盛行東北季風下台灣北部局部環流如何影響假設性的核電廠外洩污染物之擴散過程。本中已將核污染源的釋放過程予與高度理想化，因此本文任何模擬結果僅供學術研究之參考。個案模擬結果與蔡(1987)分析的台灣北部環流特徵相當吻合。吾人由不同綜觀條件的個案模擬結果發現，盛行氣流易於繞行大屯山脈，然後經由淡水河谷與基隆河谷將污染物帶進大台北盆地。大屯山脈雖具有功能性的阻切作用，但亦因此減緩污染物的移動速率，並於迎風面造成嚴重污染。由於大台北盆地之圍阻地形，且因雪山山脈之下坡迴流與繞行氣流於盆地形成輻合，聚集的污染物不易擴散至盆地外。

由於中尺度模式之數值模擬需要大量計算機時間，本文個案的水平解析度僅爲10公里，所模擬出的污染物濃度分佈爲網格平均值。日後研究將使用更高的水平解析度，並將中尺度風場插分於1公里的水平網格點上並以擴散模式作濃度預報。模式1公里的水平解析度對污染物初始時間的擴散現象雖仍不足以描述，但對地形局部環流的解析已充分許多，對更細節節的污染物分佈及更小尺度的地形特性的影響亦將有更明確的描述。

誌　　謝

本文在國科會計畫編號NSC 81-0202-M008-528的資助下，得以順利完成。同時也感謝國立中央大學電算中心提供的VAX 9320超級電腦。

參考文獻

蔡清彥. 1987. 台灣北部地區局部環流之研究。大氣科學15:179-197。

Businger, J. A., C. Wyngaard, Y. Izumi and E. F. Bradley. 1971. Flux-profile relationships in the atmospheric surface layer. J. Atmos. Sci. 28:181-189.

Huang, C. Y. and S. Raman. 1989. Application of the E- ε closure model to simulations of mesoscale topographic effects. Boundary Layer Meteorol. 49:169-195.

Huang, C. Y. and S. Raman. 1991. A comparative study of numerical advection schemes featuring a one-step modified WKL algorithm. Mon. Wea. Rev. 119:2900-2918.

Huang, C. Y. 1993. A. numerical study of coastal air pollution during frontal formation induced by boundary layer effects. Submitted to Boundary Layer Meteorol.

Hunt, J. C. R. and W. H. Snyder. 1980. Experiments on stably8 and neutrally stratified flow over a model three-dimensional hill. J. Fluid Mech. 96:671-704.

Mellor, G. L.and T. Yamada. 1982. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problem. Rev. Geophys. Space Phys. 20:851-875.

Segal, M., R. T. McNider, R. A. Pielke and D. S. McDougal. 1982. A numerical model study of the regional air pollution meteorology of the Greater Chesapeake bay area - Summer day case study. Atmos. Environ. 16: 1381- 1397.

Smolarkiewicz, P. K., R. Rasmussen and T. L. Clark. 1988. On the dynamics of Hawaiian cloud bands. J. Atmos. Sci. 45:1872-1905.

Smolarkiewicz, P. K. and R. Rotunno. 1989. Low Froude number flow past three-dimensional obstacles. Part 1: baroclinically generated lee vortices. J. Atmos. Sc. 46:1154-1164.

The convergence field in northern Taiwan under stable environment

穩定大氣下北台灣的輻合場

Ching-Sen Chen[1] and M. L. Chen
陳景森 陳莫嵐

Institute of Atmospheric Physics.
National Centeral University, Chung-Li, Taiwan, R.O.C.
國立中央大學大氣物理所

ABSTRACT

During the winter time air pollution could become serious in the Taipei area when atmospheric is stable. A three-dimensional numerical model was used to investigate the horizontal convergence pattern in the Taipei area due to the interaction of north-east wind and mountain. Stations which observed high concentrations of TSP were located inside this area. If the terrain could be changed then the convergence area would change.

Key words : Air pollution, stable environment, convergence

摘 要

冬天在台北地區，當大氣不穩定時空氣污染就會變得嚴重，1988及1989年的資料顯示出這種情形。利用三維數值來研究在穩定大氣下，在東北風吹襲下之台北地區水平輻合的情形。發現測站觀測到高的TSP是位在此輻合區，如果地形改變，輻合區便改變。

關鍵詞：空氣污染，穩定大氣，輻合

---

1. Corresponding author.

INTRODUCTION

In northern Taiwan air pollution has become recently the subject of increasing public concern , especcially during winter time when the atmosphere becomes very stable. Many examples have shown that serious air pollution occurred when an inversion took place in the low level in northern Taiwan. Liu and Lee (1989) and Kuo et al. (1991) demonstrate this situation.

Table 1. Date of high TSP (Tiny Suspend Particle).

1988.02.04
1988.02.05
1988.02.06
1988.12.19
1988.12.20
1988.12.21
1989.01.07
1989.01.08
1989.01.09
1989.01.10
1989.02.16
1989.02.17
1989.12.04
1989.12.05
1989.12.06
1989.12.07

During the winter time of 1988 and 1989, we found several days (table 1) where the TSP (Tiny Suspend Particle) count was higher than 350 μ g/m^3 in northern Taiwan. A TSP greater than 350 μ g/m^3 corresponds to a PSI (Pollution Stardard Index) higher than 200 which is very bad for pollution. For example, Fig.1 a and b show that several stations observed heavy TSP in northern Taiwan on Feb. 5, 1988 and December 20, 1988. The locations of these stations are shown in Fig.2. On these two particular days wind was either weak or calm in northern Taiwan (Fig.3). A strong low level inversion also existed between 800 to 850 hPa (Fig.4). The Froude number U/NH were between 0.1 to 0.2, where U is the wind speed, N the Brunt-vasaila frequency and H the height of mountain

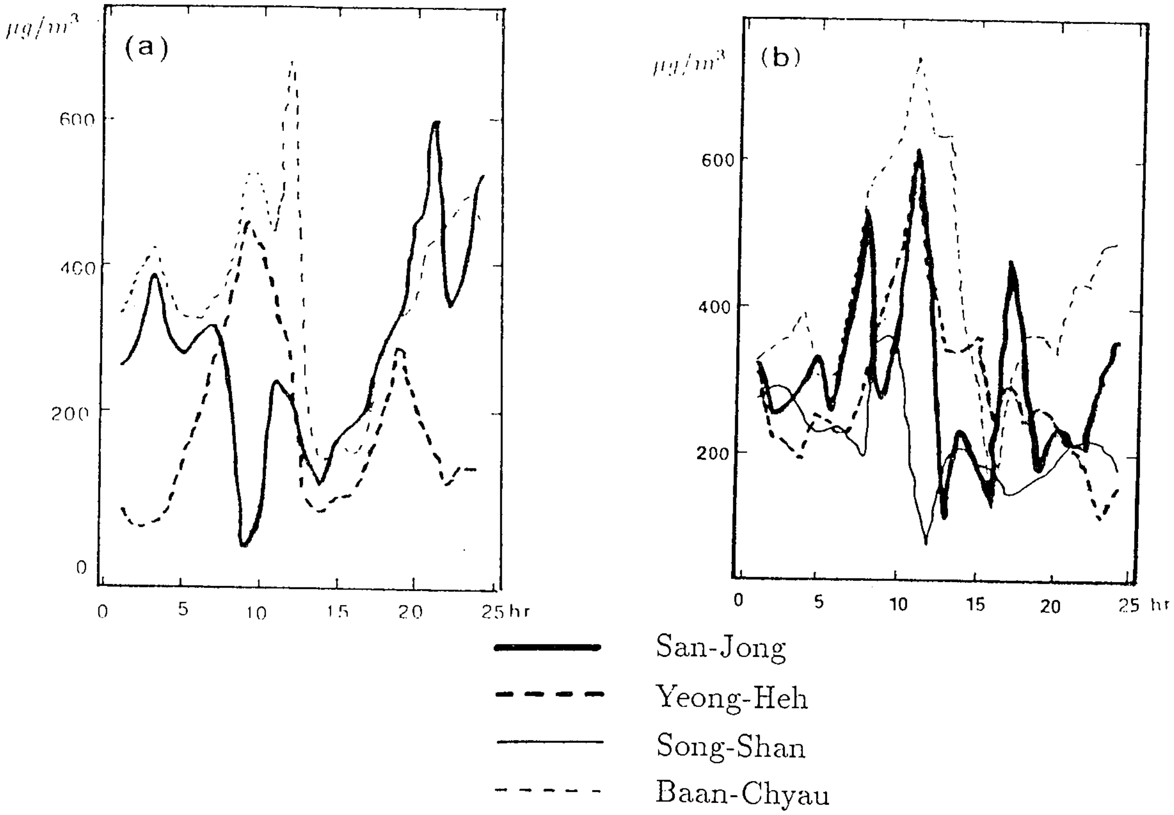


Fig.1 The concentraction of Tiny suspend particles on (a) Feb. 5, 1988 and (b) Dec. 20, 1988.

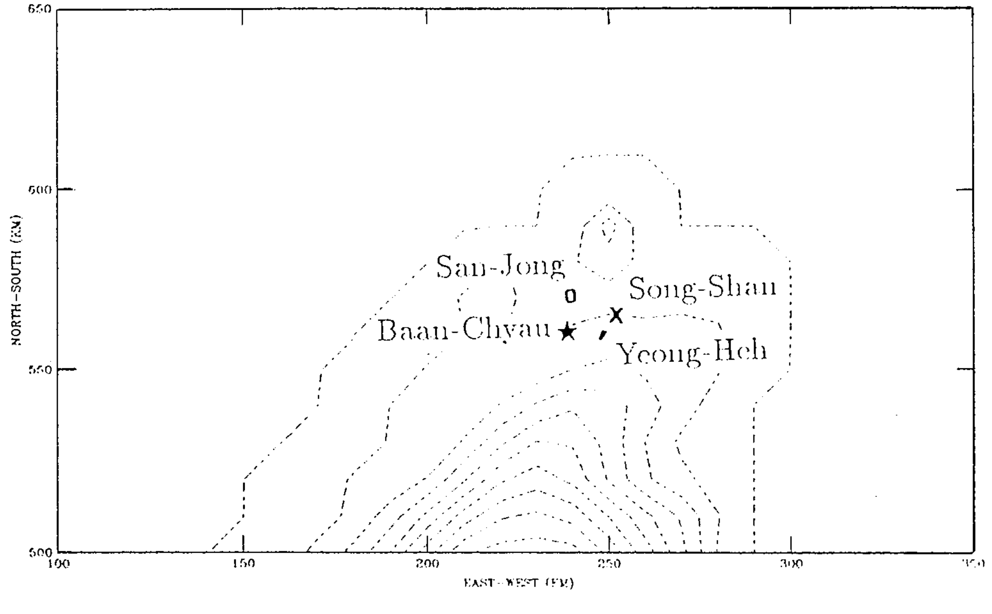


Fig.2 The location of air pollution stations in the Taipei area. The contour interval for the topography is 200 m.

If the Froude number is low, the airflow does not easily climb over the mountain but will divert arond the terrain. Thus the convergence and divergence pattern can happen near topography. The smooth topography in northern Taiwan is shown in Fig.2. In the Taipei area high mountains (Central Mountain Range) are located to the south, the Lin-Ku plateau to the west and Yangmingshan to the north. Hence the convergence pattern due to the interaction between the ambient wind and the mountains under a stable environment may affect the distribution of pollution.

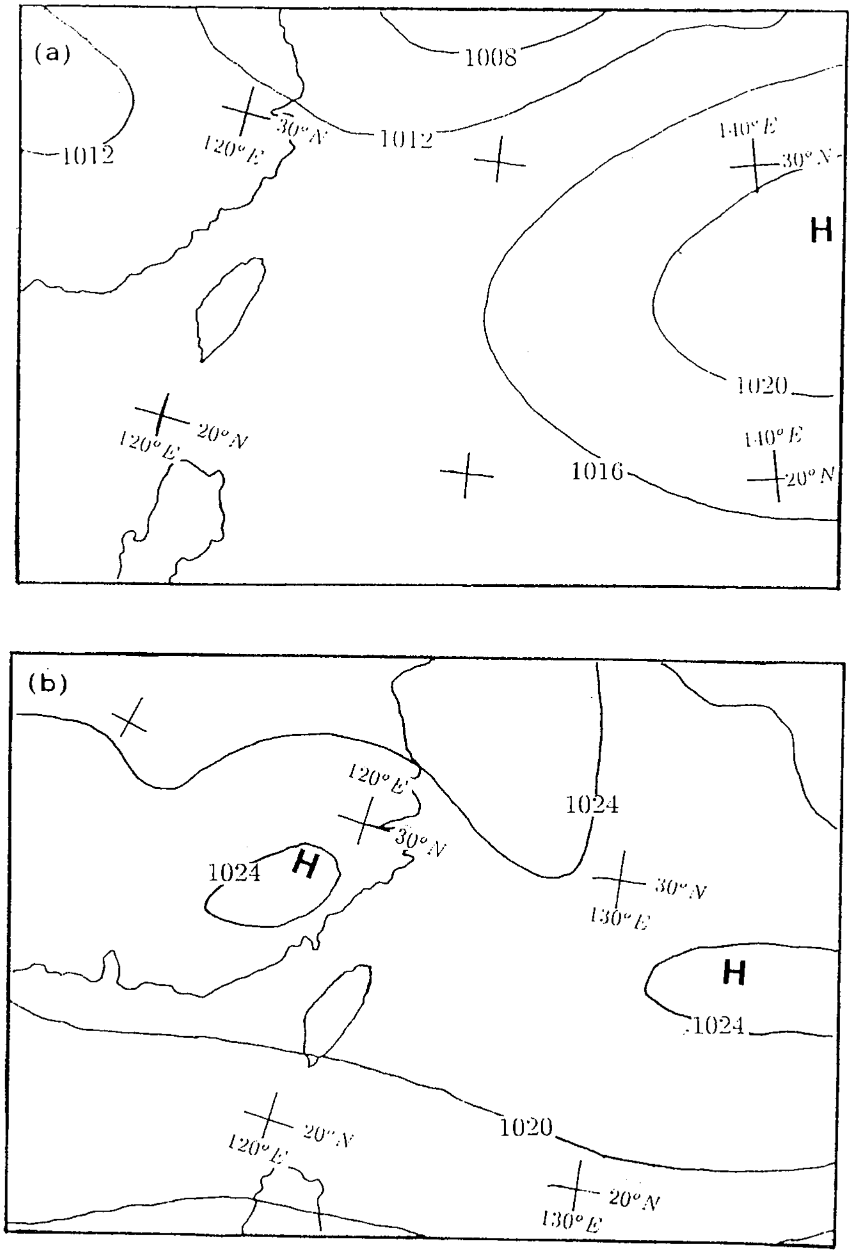
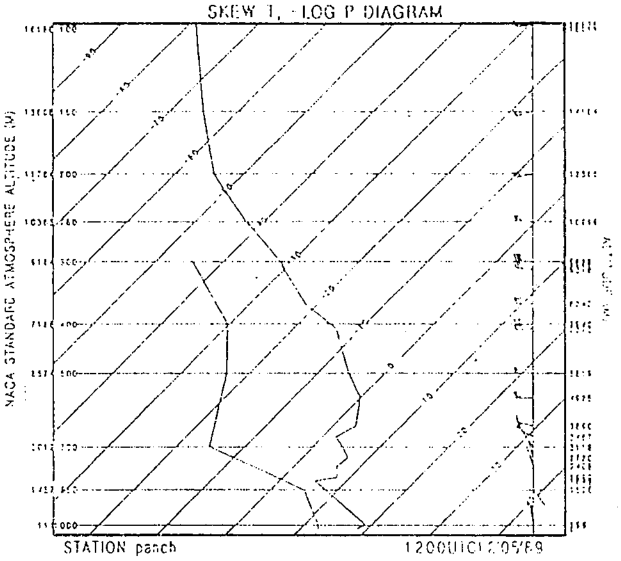


Fig.3 Synoptic scale surface map on (a) Feb. 5, 1988 and (b) Dec. 20, 1988.

Since it is not easy to obtain an analytical solution of wind patterns around the complex terrain, we need a numerical model to obtain flow patterns and to find the convergence near the mountain area. It is our purpose to present the convergence pattern for the northern Taiwan area under stable conditions from a dynamical model through numerical solution.

(a)



(b)

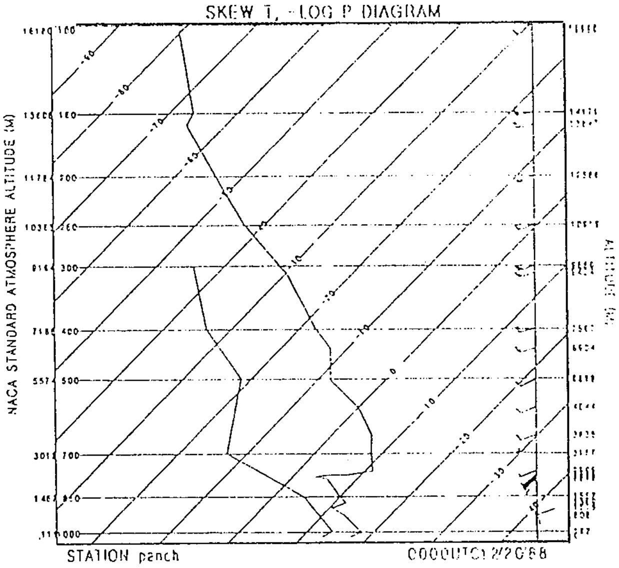


Fig.4 Pan-Chiao sounding on (a) 0800 LST (local standard time), Feb. 5,1988 and (b) 0800 LST, Dec. 20, 1988.

SIMULATION RESULT

a. A brief description of the numerical model

A three-dimentioinal terrain-following coordinate model was used to investigate the convergence pattern due to the interaction between the terrain and the ambient wind. The base of the domain (Z=0) and the pressure were assumed to be 0 m and 1000 hPa, respectively. The grid size in the X - and Y - direction was 10 km for case A and B except for one case (case C) where the grid size was 7.5 km. In the vertical it is stretched along the vertical to allow for finer resolutioin in the lower atmosphere. There are 41, 81, and 20 grid points in the X, Y, and vertical directions, respectively. Thus the model domain was 400 × 800 × 10 km^3. A sponge layer 5 km thick was assumed at the top of the model. The locations of the horizontal velocity, vertical velocity, nondimentional pressure perturbation, potential temperature, and subgrid-scale mixing coeifficient in the vertical direction Z were all shown in Table 2. Their locations in the vertical direction (zeta) for the terrain-following coordinate system is calculated by

(zeta) = Zt(Z-Zs) / (Zt-Zs)

Table 2. The location of variables in the Z direction. Vertical velocity is located at the ZRW position and all other variables are located at the ZRT position.

Level	ZRT (m)	ZRW (m)
		10000
20	9673	9350
19	9031	8716
18	8405	8097
17	7794	7495
16	7199	6908
15	6620	6337
14	6057	5782
13	5510	5242
12	4978	4718
11	4463	4211
10	3963	3718
9	3478	3242
8	3010	2782
7	2557	2337
6	2120	1908
5	1699	1495
4	1294	1097
3	905	716
2	531	350
1	173	0

where Zt is the top of the domain (10 km). The terrain features (Zs) used in the model are shown in Fig.2. The Brunt-vasaila frequency is assumed to be 0.01 s^{-1} and the wind is assumed to be from the north-west. The wind speed is 2 ms^{-1}. The environmental wind is added slowly from 0 to 2 ms^{-1} during the initial 3 hours of model time in the simulation. Simulation results are presented at 10 hours of model time. After this time the convergence pattern in northern Taiwan remained almost the same.

b. Dicussion of the simulation result

The surface streamline at 36,000 s of model time due to a north-east wind of case A was presented in Fig. 5. Most of the air is diverted around the Central Mountain Range and flows toward the south-west. The horizontal convergence pattern in northern Taiwan is shown in Fig.6a. One horizontal convergence area was bounded by the Central Mountain Range, the Lin-Ku plateau and Yangmingshan. Station San-Jong, Baan-Chyau, Song-Shan, and Yeong-Heh were located inside this area. The concentrations of TSP at those stations were higher (Fig.1). Other factors such as emmission sources may influence the concentration of TSP. If there was no Yangmingshan (case B) the convergence area was reduced (Fig.7a), but station Baan-Chyau and Yeong-Heh were located near higher convergence area. If there were no Yangmingshan and Lin-ku plateau (case C) the convergence area decreased further (Fig. 8a). From these three experiments the interaction between terrain and ambient wind plays an important role for creating a horizontal convergence pattern.

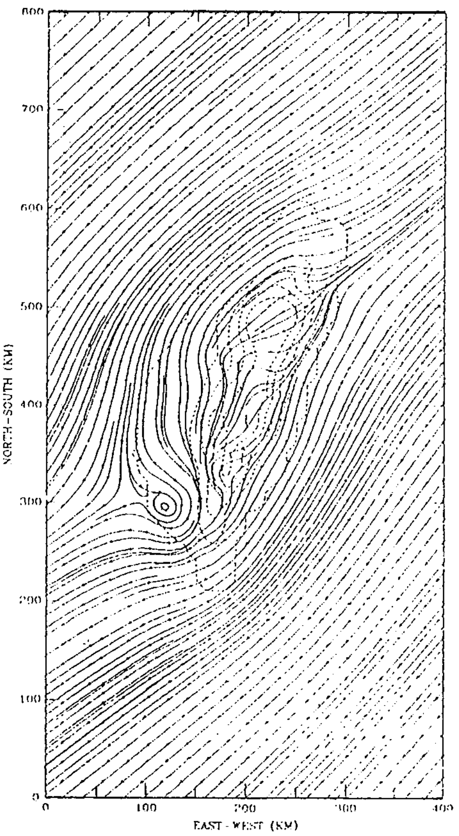
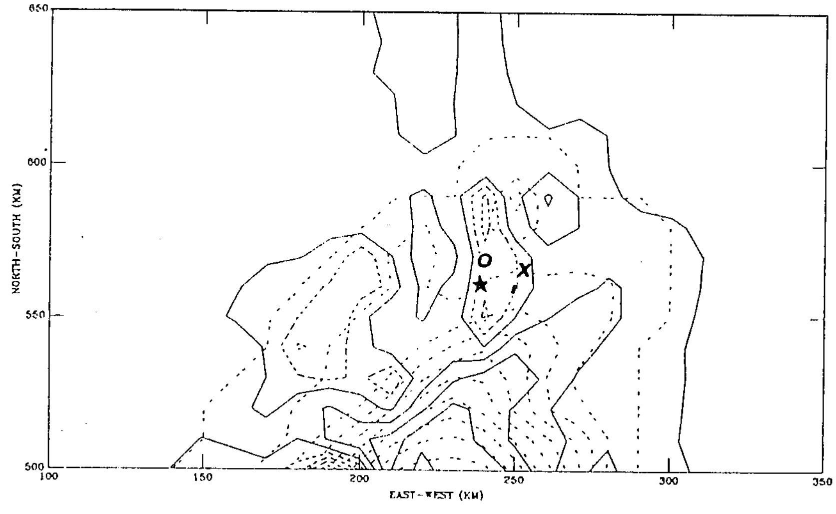


Fig.5. The surface streamlines derived from model results at 36000 s of model time for case A. The contour interval is 400m.

When the horizontal resolution is reduced from 10 km to 7.5 km as in case D, the convergence pattern is shown in Fig. 9a. This pattern was similar to that of case A (Fig. 6a) except the magnitude of the convergence was larger. San-Jong, Baan-Chyau, Song-Shan, and Yeong-Heh were located inside the convergence area. If the ambient wind was from southwest, the convergence pattern is shown in Fig. 10a. The four stations, San-Jong, Baan-Chyau, Song-Shan and Yeong-Heh were not located in the convergence.



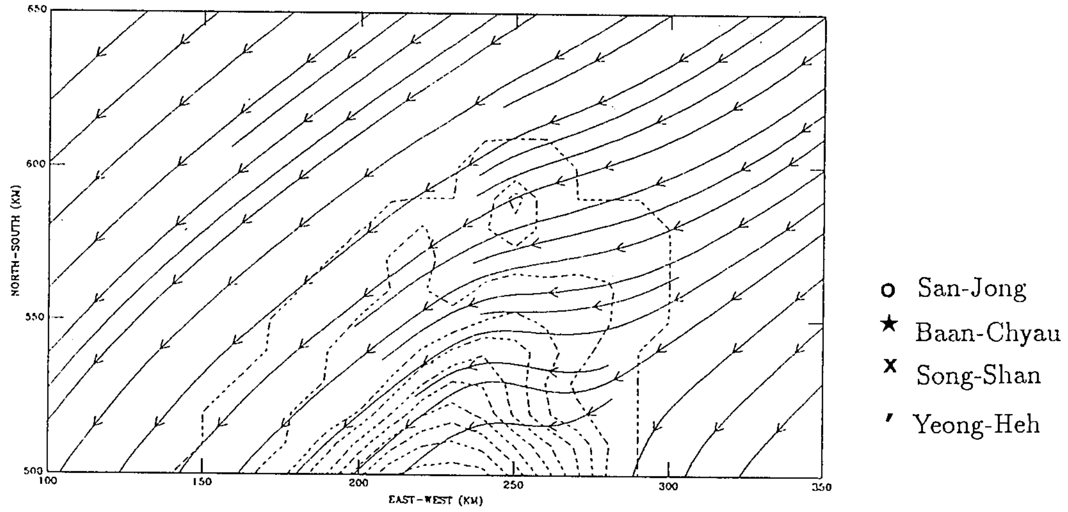
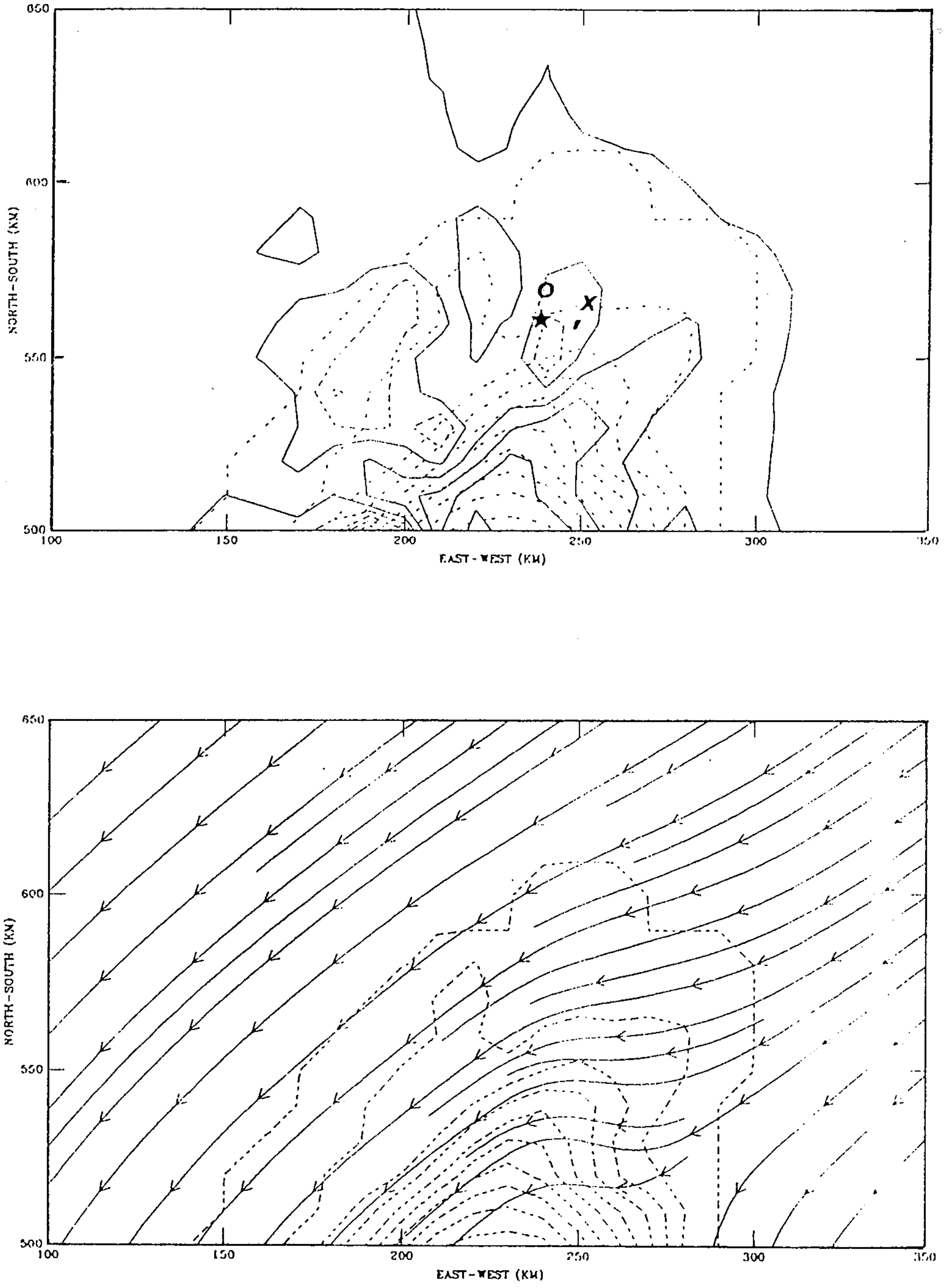


Fig.6 (a) The surface horizontal convergence pattern in northern Taiwan at 36000 s of model time for case A. Dashed lines denote negative areas. The contour interval is 0.5×10^{-5} s^{-1}. The contour interval for the topography is 200 m.

(b) The surface stream line in northern Taiwan.



o San-Jong

★ Baan-Chyau

x Song-Shan

, Yeong-Heh

Fig.7 (a) same as in Fig.6(a) but for case (B).

(b) same as in Fig.6(b) but for case (B).

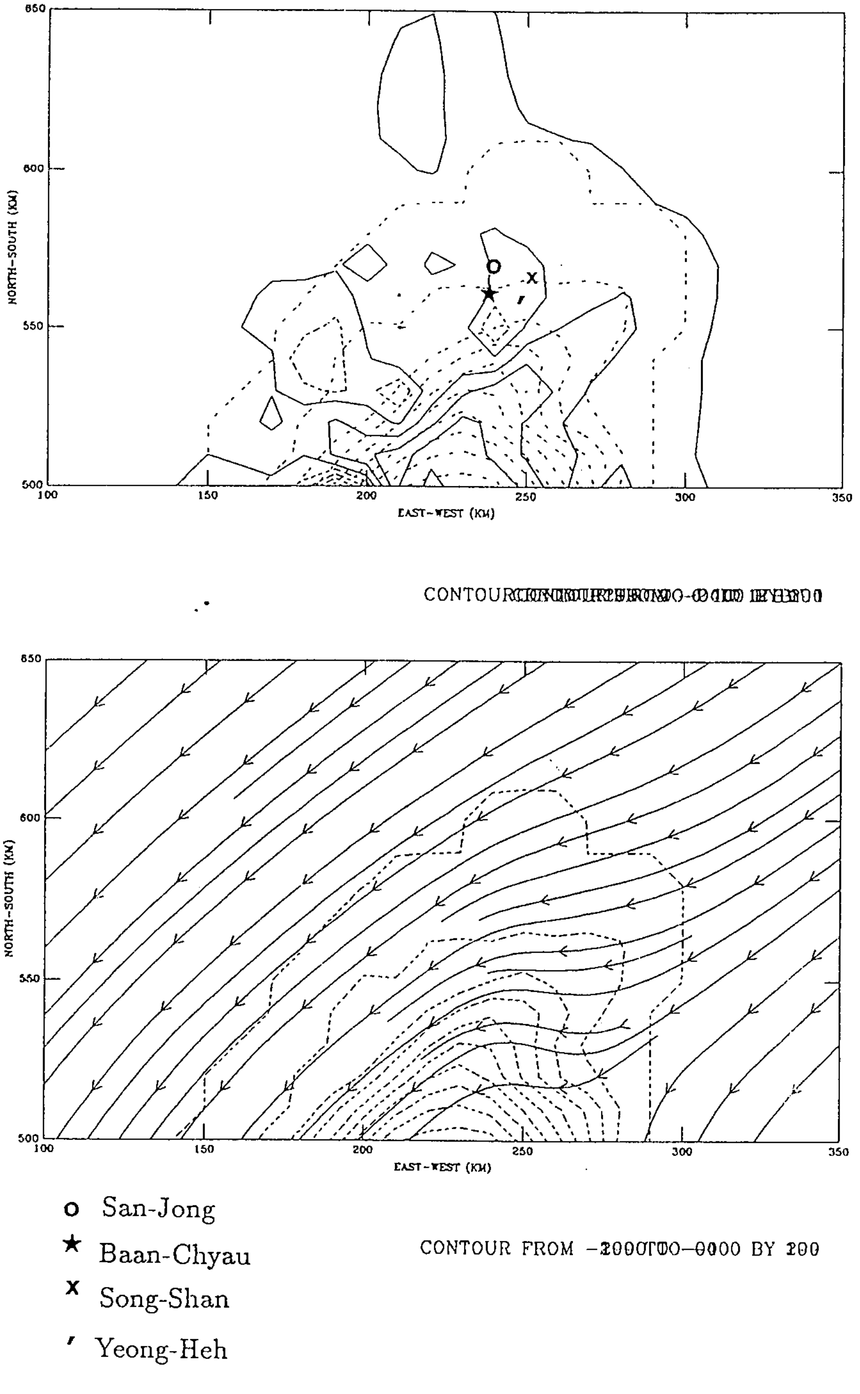


Fig. 8 (a) same as in Fig.6(a) but for case (C). (b) same as in Fig.6(b) but for case (C).

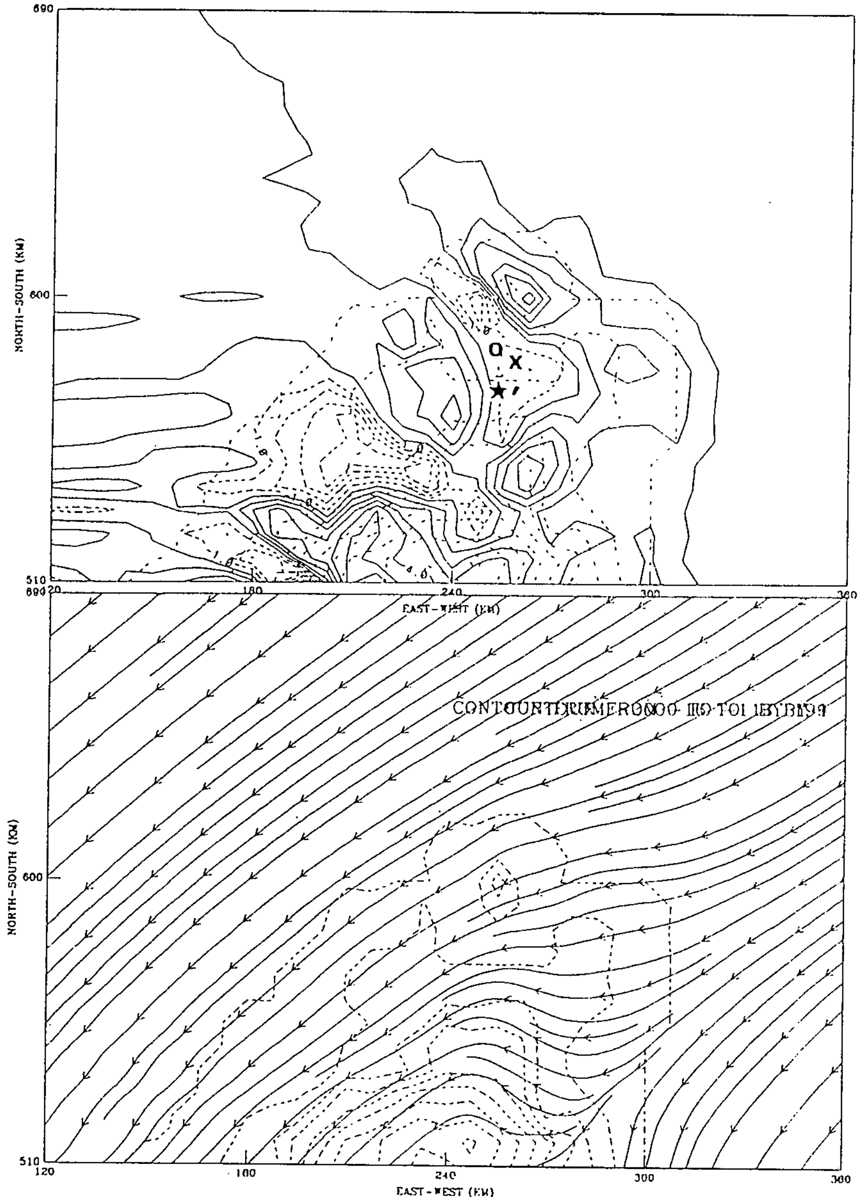


Fig. 9 (a) same as in Fig.6(a) but for case (D). The contour interval was $1 \times 10^{-5}\ s^{-1}$.
(b) same as in Fig.6(b) but for case (D).

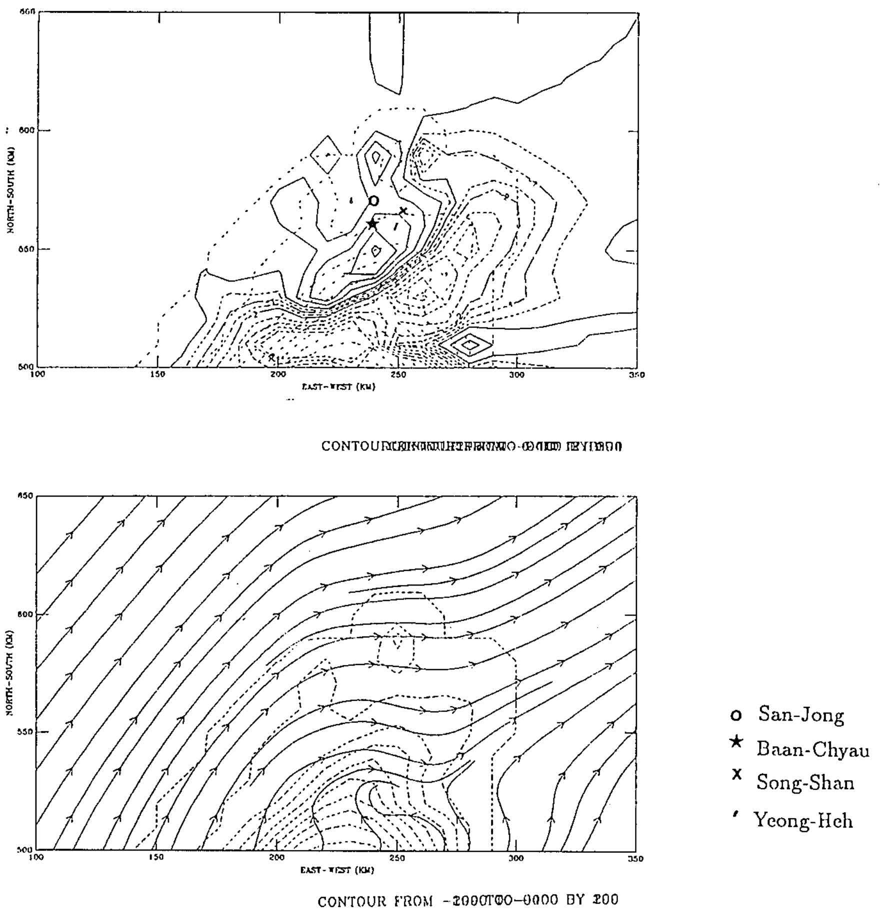


Fig. 10 (a) same as in Fig.6(a) but for case (E). The contour interval is 0.5×10^{-5} s^{-1}.
(b) same as in Fig.6(b) but for case (E).

CONCLUSIONS

Many factors can influence the concentration of TSP in the Taipei area. However, the horizontal convergence area due to the interaction between the ambient wind and terrain under stable conditions is one of these factors. We have employed a three-dimensional numerical model to demonstrate this phenomenon. The study of the convergence area in northern Taiwan under other environmental conditions is being pursued now.

REFERENCE

Kuo, W.-S., C.-Y. Tsay and U.-J. Wang. 1991. The analysis of weather pattern for Taipei area during serious air pollution periods. (in Chinese) Meteorological Bolletin 37: 22-32.

Liou, L.-J. and J.-S. Lee. 1989. Would London pollution accident in 1952 reoccur in Taiwan? -- air pollution and weather. (in Chinese) Science Monthly 20: 205-209.

擴散係數對臺北都會懸浮塵微粒濃度之影響

Surface Layer Eddy Diffusivity Gradient and Taipei Metropolitan PM10 Concentration

莊 秉 潔

Ben-Jei Tsuang

國立中興大學環境工程系所副教授

Department of Environmental Engineering

National Chung-Hsing University

Taichung, Taiwan 40227, R.O.C.

摘 要

本研究旨在探討風向、風速、雨量、擴散係數、混合層高等微氣象因子對都市空氣品質中PM10之濃度影響，尤其強調擴散係數。採用民國79年板橋站之資料作爲案例研究。研究顯示板橋地區之PM10濃度受風速、雨量、擴散係數及污染物之累積等之影響較大，與混合層高之關係較小。發現在未下雨時，若板橋測站其離地1.7米(11 gpm)高之風速小於1 m/s且地表層擴散係數直增率小於0.01 m/s時，有80％之機率PM10之濃度會超過200 μ g/m^3，而且全年最高值11月3日的916 μ g/m^{3}也在這條件發生的。一般而言，高濃度之PM10與擴散係數相關較高，中低濃度則與風速之相關度較高。除此之外，污染物之累積可達兩天。

關鍵詞：懸浮微粒、空氣品質、微氣象學、擴散係數

ABSTRACT

This research studied the relationship of wind speed, rain, surface layer eddy diffusivity gradient and mixing height with PM10 concentration in Taipei metropolitan, especially emphasized on diffusion coefficient. By using the data of 1990, it was found that the PM10 concentration was strongly associated with wind speed, rain, surface layer eddy diffusivity gradient and the accumulation of PM10 concentration, but with little association with mixing height. During rainless day, if the wind speed at 1.7m height was less than 1 m/s and eddy diffusivity gradient was less than 0.01 m/s, there was eighty percent of time that the PM10 concentration was larger than 200 μ g/m^3. The highest concentration of 916 μ g/m^3 on November 3rd was happened in this condition. In addition, the PM10 can accumulate for two days.

Key Words：PM10, air quality, micrometeorology, diffusion coefficient

前　　言

空氣污染的擴散中，混合層高度、逆溫層高度、大氣穩定度及風速皆是極重要的參數。

目前國內外很少人研究大氣穩定度對都市空氣品質之影響，但有不少學者研究其它氣象參數之影響(張和簡 1986；蔡等 1988；李等 1989；吳和王 1990)。一般而言。通風指數(風速乘以混合層高)是公認影響都市空氣品質之重要指標。而在李清勝(1990)對大台北地區空氣污染指標(PSI)與不同氣象參數之相關研究中，李發現PSI與混合層高，污染物可擴散之空間愈大，濃度愈稀，PSI值愈低，其關係應爲負相關)。而通風指數與PSI或PM10的迴歸隨著季節的變化而只有低度或中度之相關，因此通風指數能否作爲台北都會區之空氣品質指標亦成了疑問。

綜合其給論爲空氣品質與通風指數及溫、濕度等單一氣象因子，相關性不高(李 1990)。而在張能復(1989，1990)對大台北之混合層高調查中他發現大台北之混合層較洛杉磯等地爲高。因此PSI 與混合層呈現不合理之關係，可能因混合層較高，污染物並沒有擴散滿整個混合層。在這種情況下，污染物之擴散之範圍受風速及大氣穩定度(即擴散係數)的影響較大。

至於大氣穩定度，除了與溫度場有關外，與地表熱平衡及動量平衡有關如Monin-Obukhov Length及Richardson Number皆可根據地表熱平衡及動量平衡之理論求得(Anderson 1976；Fsuang 1990；李 1985)；而地表熱平衡則與當地之輻射能、地表溫度、風速、濕度及地表覆蓋物有密切關係(Anderson 1976；Brutsaert 1982；Ode 1987；Landsberg 1981)。至於動量平衡則與風速及當地之地形有關，尤其空氣污染嚴重之都市區，地表之粗糙度(Roughness)較鄉村爲大，進而影響地表邊界與風速場之改變(Holzworth 1972)。

由於可知，都市空氣污物的傳播之複雜性，不但受各種氣象因子及地形交互影響，而且

其影響常是非線性的，因此實有必要發展一套方法及理論，涵蓋這些因子，及其相互間的交錯關係，而其中尤須注意擴散係數之影響。

擴散係數之理論

擴散係數爲地表熱平衡及動量平衡中，代表大氣渦流擾動所造成污染物之擴散能力。如果擴散係數大，表示污染物容易被擴散，反之則不易被擴散。在地表層，其含蓋高度從地面至100 公尺高，在這區域內其擴散係數隨高度呈線性增加。擴散係數之求法可利用探空資料地表層中任意兩層之溫度濕度及風速求得。其擴散係數增加之斜率可以下式表之(Brutsaert 1982)：

$$m_D=\frac{k\cdot u^*}{\ln((Z_h-d_o)/(Z_l-d_o))-\psi_{sv}((Z_h-d_o)/L)+\psi_{sv}((Z_l-d_o)/L)} \quad (1)$$

其中mD爲擴散係數隨高度之變化率或直增率(m/s)，Zh爲上一層大氣之高度(m)，Z1爲下一層大氣之高度(m)。另外L爲Monin-Obukhov Length，是地表熱平衡模式中，大氣穩定度的一個定量數值，其求法是先解出地表熱平衡之水汽蒸發熱通量(latent heat flux)，可感熱通量(sensible heat flusx)，摩擦風速(friction velocity)，而後求去大氣之Monin-Obukhov length，公式如下(Anderson 1976；李 1985)。。

$$L=\frac{-u_*^3\rho}{kg(H/(T_l c_p)+0.61E)} \quad (2)$$

$$u^*=\frac{k(u_h-u_l)}{\ln((Z_h-d_o)/(Z_l-d_o))-\psi_{sm}((Z_h-d_o)/L)+\psi_{sm}((Z_l-d_o)/L)} \quad (3)$$

$$L_vE=\frac{-ku^*\rho L_v(q_h-q_l)}{\ln((Z_h-d_o)/(Z_l-d_o))-\psi_{sv}((Z_h-d_o)/L)+\psi_{sv}((Z_l-d_o)/L)} \quad (4)$$

$$H=\frac{-ku^*\rho c_p(T_h-T_l)}{\ln((Z_h-d_o)/(Z_l-d_o))-\psi_{sh}((Z_h-d_o)/L)+\psi_{sh}((Z_l-d_o)/L)} \quad (5)$$

式中之u*爲摩擦風速(Friction velocity)(m/s)，LvE爲水汽蒸發熱通量(latent heat flux)(W/m^2)，H爲傳向上層之可感熱通量(sensible heat flux)(W/m^2)，Lv爲水蒸汽發熱(J/kg) ，E爲水汽蒸速發速率($kg/m^2/s$)，ρ 爲空氣密度(kg/m^3)，c_p爲乾空氣的比熱(15 J/kg/° K) ，u_h及u_l分別爲大氣地表層中高層與低層之風速 (m/s)，T_h及T_l各爲大氣中高層與低層的溫度(° K)，q_h各q_l各爲大氣中高層與低層的比濕(specific humidities)，k爲von Karman constant(k＝0.4)，g 爲重力加速度(9.8 m^2/s)，d_o爲zero-plane displacement height(m)，其公式如下

$$d_o=(2/3)\times 7.35Z_o \quad (6)$$

而Zo爲地表粗糙度(m)，Ψsm是質量穩定方程式(mass stability function)，Ψsh是熱穩定方程式(heat stability function)Ψsv是水汽穩定方程式(water vapor stability function)，當大氣穩定

時[$\xi = (z-d_o)/L > 0$]

$$\psi_{sm}(\zeta) = \psi_{sh}(\zeta) = \psi_{sv}(\zeta) = \begin{cases} -\beta_s\zeta, 0<\zeta\leq 1 \\ -\beta_s, \zeta>1 \end{cases}, \beta_s = 5 \tag{7}$$

大氣不穩定時[$\xi = (z-d_o)/L < 0$]

$$x = (1 - \beta_u \zeta)^{1/4}, \quad \beta_u = 16 \tag{8}$$

$$\psi_{sm}(\zeta) = 2\ln\left[\frac{1+x}{2}\right] + \ln\left[\frac{1+x^2}{2}\right] - \tan^{-1}x + \frac{\pi}{2} \tag{9}$$

$$\psi_{sh}(\zeta) = \psi_{sv}(\zeta) = 2\ln\left[\frac{1+x^2}{2}\right] \tag{10}$$

板橋案例研究

本研究之資料採用氣象局橋站之探空資料，台北測站之雨量資料其探空料包括了各層之高度、氣溫、風向、風速、露點、相對溼度及氣壓的資料值板橋探空站位於海拔 9.3公尺。而台北測站位於海拔 8公尺。除了雨量是利用台北測站的資料外，其他的氣象因子仍是採用板橋探空資料。而空氣品質資料乃根據民國79年環保署板橋測站的資料，加以整理統計。

表1 爲79年每日上午八時PM10濃度與在海拔11米高之風速，擴散係數直增率及台北站之雨量及當地混合層高之關係表。因限於篇幅只列出冬季之資料。其中擴散係數直增率之求法如前節所述。公式中兩層之資料爲1000 mb高及11 gpm之資料。而混合層高之求法乃利用Holzworth (1972)所提出的絕熱直減率法，以地面溫度沿絕熱直減率上升與垂直向溫度剖面之交點高度作爲混合層高度。上述之地面溫度是以板橋測站的探空資料中的第一層 (11 gpm)的空氣溫度再加上一固定值求出(本研究使用2℃)，計算方法可參考(江等 1991)。表中PM10濃度大於200 $\mu g/m^3$，擴散係數直增率小於 0.01 m/s及風速小於1 m/s者，則將特別加框。其中擴散係數直增率小於0.01 m/s者大部份發生在冬季。

注意表中在不下雨之情況每當擴散係數直增率小於0.01 m/s且風速小於1 m/s，則 PM10之濃度急劇增加。例如1月 18日從93 mg/m^3增加到241 $\mu g/m^3$；11月6日從237 $\mu g/m^3$增加到425 $\mu g/m^3$；11月9日從192 $\mu g/m^3$ 增加到916 $\mu g/m^3$；11月20日從412 $\mu g/m^3$增加到526 $\mu g/m^3$；12 月14日從195 $\mu g/m^3$增加到550 $\mu g/m^3$；12月25日從113 $\mu g/m^3$增加到313 $\mu g/m^3$；12月28日從108 $\mu g/m^3$增加到305 $\mu g/m^3$。

另外以統計之眼光來看，在全年每日早上八時之資料，PM10 濃度大於200 $\mu g/m^3$之天數中，同時擴散係數直增率小於 0.01 m/s且風速小於1 m/s者有10天。在這年中合乎風速及擴散係數直增率小於上述值，但PM10 濃度低200 $\mu g/m^3$者僅有二天。而合乎風速小於1 m/s，但PM 10大於200 $\mu g/m^3$者有51天，小於者有 46 天。合乎擴散係數直增率小於 0.01 m/s，但 PM

表一 79年早上八時板橋地區空氣品質與微氣象因子關係表，表中mD爲地表層擴散係數直增率(m/s)，u爲地表1.7m高之風速(m/s)，rain爲降雨量(mm/12hr)，MXH爲混合層高(m).

日期			PM10	SOx	NOx	CO	擴散係數直增率	風速	降雨	混合層高
			ug/m3	ppb	ppb	ppb	m/s	m/s	mm/12h	m
79	1	1	78	8	.	.	0.091	3.5	9.5	146
79	1	2	37	4	.	.	0.128	2.0	1.2	149
79	1	3	92	30	.	.	0.133	2.5	1.0	204
79	1	4	151	33	209	.	0.116	2.5	2.3	209
79	1	5	144	16	145	.	0.096	3.0	0.0	203
79	1	6	158	11	242	.	0.113	0.1	0.4	207
79	1	7	96	.	188	.	0.181	4.0	0.0	222
79	1	8	79	.	175	.	0.069	3.0	4.7	190
79	1	9	196	63	167	.	0.003	0.8	0.0	149
79	1	10	109	30	150	.	0.011	2.0	0.0	.
79	1	11	103	12	106	.	0.068	3.3	0.0	173
79	1	12	84	6	60	.	0.193	0.1	0.0	183
79	1	13	126	16	.	.	0.174	4.3	0.0	198
79	1	14	69	9	.	.	0.115	1.0	22.1	172
79	1	15	185	57	.	.	0.053	1.0	0.4	114
79	1	16	52	.	.	.	0.166	2.3	3.9	179
79	1	17	93	.	.	.	0.011	3.0	0.1	157
79	1	18	241	40	.	.	0.007	0.1	0.0	.
79	1	19	101	1	.	.	0.135	2.0	4.1	166
79	1	20	75	4	.	.	0.195	3.6	3.2	228
79	1	21	59	4	.	.	0.143	3.0	10.7	199
79	1	22	118	32	.	.	0.137	1.0	5.4	176
79	1	23	59	3	.	.	0.163	2.0	32.0	214
79	1	24	118	18	.	.	0.059	3.0	0.0	210
79	1	25	101	30	.	.	0.126	4.0	0.0	198
79	1	26	204	30	158	.	-0.001	0.1	0.0	129
79	1	27	47	16	113	.	0.126	4.0	3.1	202
79	1	28	72	12	124	.	0.006	0.8	1.0	.
79	1	29	77	9	65	.	0.229	0.1	0.0	173
79	1	30	29	7	161	.	0.135	3.3	3.5	163
79	1	31	75	10	168	.	0.189	4.0	0.0	195
79	2	1	58	7	159	.	0.168	1.0	5.8	227
79	2	2	65	19	182	.	0.151	2.5	0.0	207
79	2	3	107	38	109	.	0.166	0.1	0.0	198
79	2	4	64	5	75	.	0.189	0.1	0.7	197
79	2	5	90	26	130	.	0.147	3.0	0.0	209
79	2	6	126	33	171	.	0.171	0.1	0.2	229
79	2	7	121	54	145	.	0.086	0.1	0.0	220
79	2	8	102	23	74	.	0.285	0.1	0.0	205
79	2	9	81	19	130	.	0.161	4.0	0.0	209
79	2	10	197	91	181	.	0.002	1.0	0.0	112
79	2	11	211	47	179	.	0.008	1.0	0.0	.
79	2	12	109	29	187	.	0.178	3.2	0.0	192
79	2	13	97	23	114	.	0.129	3.0	0.0	160
79	2	14	269	130	289	.	0.002	1.0	0.0	.
79	2	15	83	26	194	.	0.122	3.0	0.0	157
79	2	16	111	26	278	.	0.165	0.1	0.0	167
79	2	17	115	33	222	.	0.137	2.0	0.0	165

表1 79年早上八時板橋地區空氣品質與微氣象因子(續)

日期			PM10	SOx	NOx	CO	擴散係數直增率	風速	降雨	混合層高
			ug/m3	ppb	ppb	ppb	m/s	m/s	mm/12h	m
79	10	21	156	10	25	18	0.139	4.3	0.0	152
79	10	22	152	10	21	12	0.119	3.0	0.0	155
79	10	23	52	8	120	40	0.143	2.6	0.0	142
79	10	24	61	14	149	53	0.134	1.0	0.0	138
79	10	25	22	3	50	25	0.142	1.0	25.8	152
79	10	26	55	12	184	62	0.142	2.5	0.0	183
79	10	27	54	11	215	66	0.156	2.8	0.0	185
79	10	28	43	6	124	35	0.150	3.0	0.0	175
79	10	29	66	16	195	70	0.049	0.5	0.0	165
79	10	30	220	16	228	60	0.167	2.2	0.0	175
79	10	31	144	15	106	25	0.141	3.0	0.1	149
79	11	1	287	23	144	47	0.063	1.0	0.0	77
79	11	2	199	16	119	43	0.132	2.0	0.0	135
79	11	3	148	19	90	38	0.186	3.2	0.0	104
79	11	4	207	11	142	43	0.089	2.2	0.0	123
79	11	5	237	21	190	62	0.118	3.0	0.0	131
79	11	6	425	51	200	60	0.002	0.6	0.0	146
79	11	7	171	14	175	52	0.072	3.6	0.0	126
79	11	8	192	13	160	42	0.008	1.0	0.0	.
79	11	9	916	60	248	68	0.003	0.6	0.0	108
79	11	10	144	13	311	70	0.154	3.0	0.9	200
79	11	11	117	10	238	37	0.147	3.0	3.5	192
79	11	12	82	5	90	12	0.159	4.0	0.0	195
79	11	13	123	9	153	29	0.140	4.1	0.0	186
79	11	14	132	9	108	30	0.154	4.0	0.0	165
79	11	15	127	8	161	40	0.150	4.0	0.0	162
79	11	16	139	13	212	48	0.124	5.0	0.0	161
79	11	17	115	7	146	39	0.134	4.0	0.0	171
79	11	18	93	16	.	31	0.012	0.4	0.0	.
79	11	19	412	56	154	74	0.009	1.0	0.0	.
79	11	20	526	.	155	.	0.002	0.1	0.0	152
79	11	21	135	15	155	57	0.186	3.8	0.0	188
79	11	22	93	11	128	46	0.163	3.5	0.0	220
79	11	23	111	21	147	50	0.161	3.0	0.0	219
79	11	24	134	11	136	60	0.127	3.0	0.0	195
79	11	25	140	17	101	43	0.111	3.4	0.0	173
79	11	26	166	11	161	76	0.146	2.0	38.1	178
79	11	27	157	5	127	62	0.120	3.0	2.1	166
79	11	28	128	2	107	58	0.085	1.4	0.0	142
79	11	29	194	23	160	79	0.068	1.0	8.0	121
79	11	30	160	11	101	52	0.105	0.5	0.5	156
79	12	1	195	17	103	50	0.115	1.0	1.3	201
79	12	2	73	5	27	12	0.187	4.5	0.0	245
79	12	3	335	25	129	47	0.163	4.4	0.0	260
79	12	4	192	21	170	74	0.154	2.7	0.0	256
79	12	5	133	13	122	50	0.153	2.8	0.0	232
79	12	6	182	13	170	68	0.165	3.2	0.0	204
79	12	7	171	9	107	44	0.086	3.0	0.0	193

表1 79年早上八時板橋地區空氣品質與微氣象因子(續)

日期			PM10 ug/m3	SOx ppb	NOx ppb	CO ppb	擴散係數直增率 m/s	風速 m/s	降雨 mm/12h	混合層高 m
79	12	8	278	47	151	57	0.001	1.0	0.0	.
79	12	9	276	11	113	34	0.179	0.6	0.0	158
79	12	10	200	7	152	62	0.085	2.0	0.0	157
79	12	11	242	11	178	77	0.131	1.2	0.0	192
79	12	12	124	13	103	40	0.183	4.2	0.0	217
79	12	13	195	15	120	41	0.174	2.8	0.0	176
79	12	14	550	51	190	63	0.004	0.1	0.0	101
79	12	15	249	14	191	74	0.163	3.5	0.0	202
79	12	16	160	4	101	36	0.150	3.8	0.0	201
79	12	17	156	15	120	48	0.163	3.0	0.0	173
79	12	18	272	13	185	66	0.166	3.2	0.0	197
79	12	19	182	14	143	49	0.163	3.5	0.0	179
79	12	20	324	20	139	55	0.066	0.1	0.0	143
79	12	21	166	16	143	60	0.130	3.0	0.5	159
79	12	22	188	19	167	59	0.154	4.3	0.0	187
79	12	23	201	12	153	46	0.168	4.4	0.0	212
79	12	24	113	12	151	61	0.100	3.4	0.0	187
79	12	25	313	39	157	35	0.003	0.7	0.0	.
79	12	26	270	8	86	38	0.158	3.6	0.0	211
79	12	27	108	12	127	43	0.185	3.5	0.0	231
79	12	28	305	65	153	44	0.009	0.1	0.0	.
79	12	29	238	21	142	58	0.067	2.0	0.0	183
79	12	30	195	19	113	43	0.147	1.0	1.1	169
79	12	31	223	16	80	41	0.134	0.1	0.5	128

10濃度大於200 μ g/m^3 者有14天，小於者僅有7天。以單一風速小於1 m/s判斷PM10濃度200 μ g/m^3 之正確率爲53％，以單一擴散係數直增率小於0.01 m/s判斷之正確率有67％，而以風速小於1 m/s及擴數係數直增率0.01 m/s判斷之正確率則提高到83％。這83％中PM10平均濃度高達400 μ g /m^3，其中並包括全年最高值11月3日的916 μ g/m^3。

圖1則以風速爲x軸繪出全年各日早上八小時之PM10之濃度圖，由圖中亦清楚看出風速愈大濃度愈小。除此之外亦可看出風速大之關係又比風速小來得好。

圖2爲以擴散係數直增率爲x軸繪出其全年各日早上八時之PM10濃度圖。由圖中亦可以看出擴散係數直增率愈大，其濃度愈小。且其中又以擴散係數直增率小於0.01m/s 時之關係較好。

圖3爲以混合層高爲x軸繪出其全年各日早上八日時之PM10的濃度分佈圖。其混合層高度與污染物濃度之關係並不明顯。

圖4爲以降雨量爲x軸繪出全年各日早上八時之PM10的濃度分佈圖。其顯示降雨量愈大，濃度愈低。由以上可知降雨影響空氣中PM10之濃度。

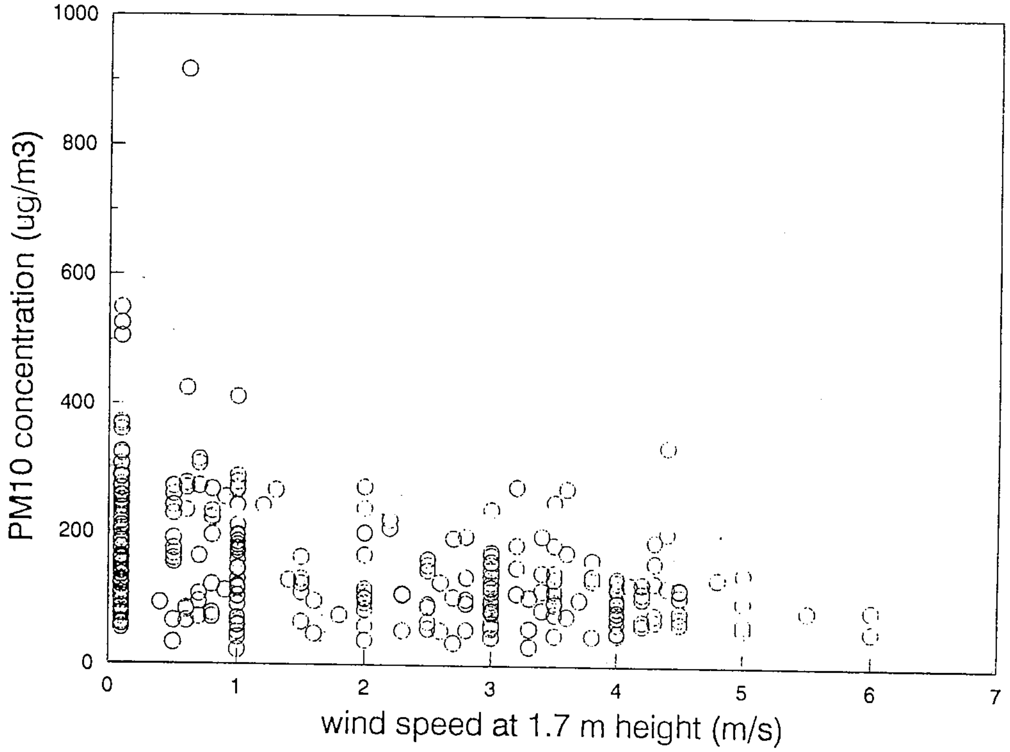


圖 1　民國79年早上八時板橋地區PM10濃度與風速在1.7m高之關係

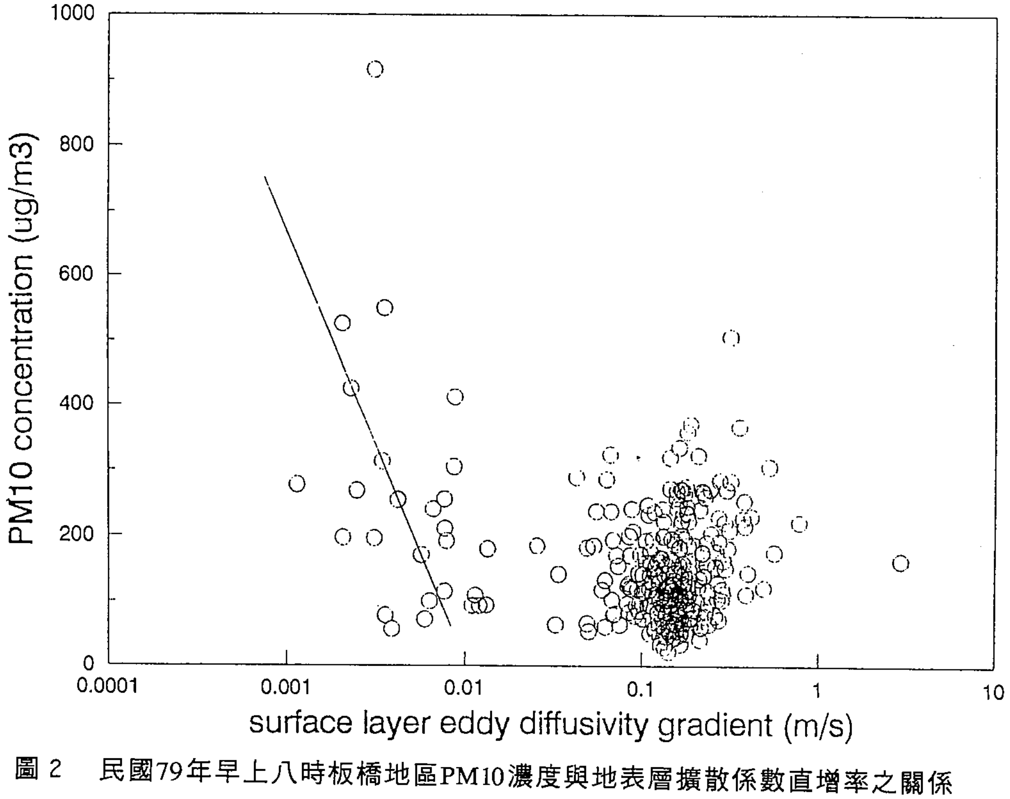


圖 2　民國79年早上八時板橋地區PM10濃度與地表層擴散係數直增率之關係

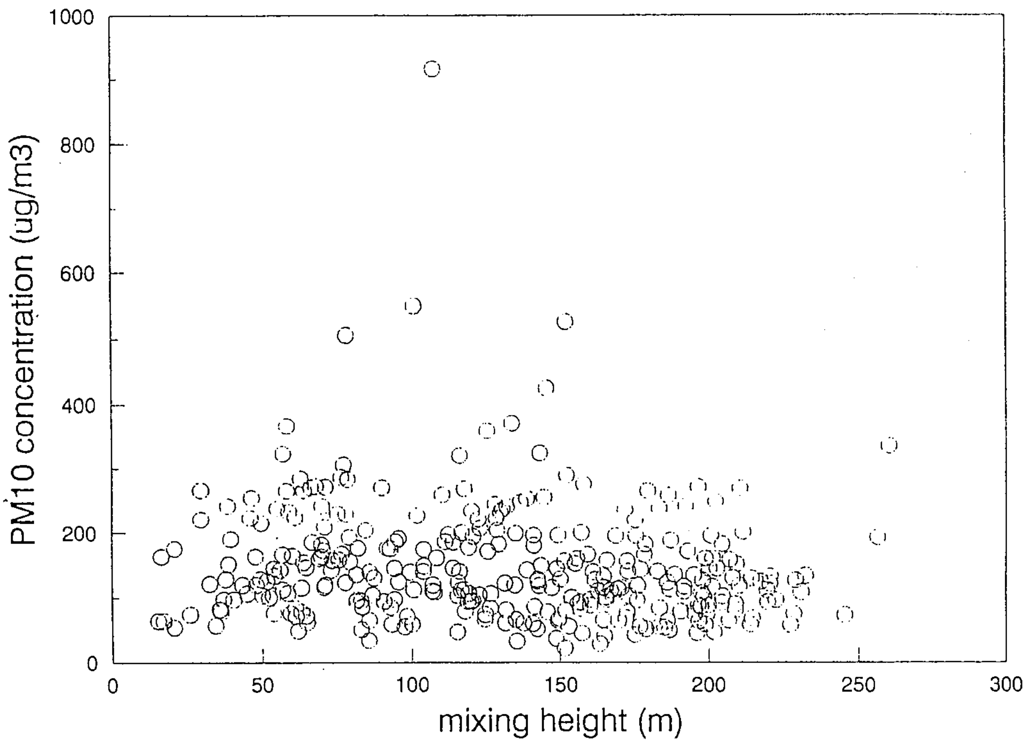


圖 3 民國79年早上八時板橋地區PM10濃度與混合層高之關係

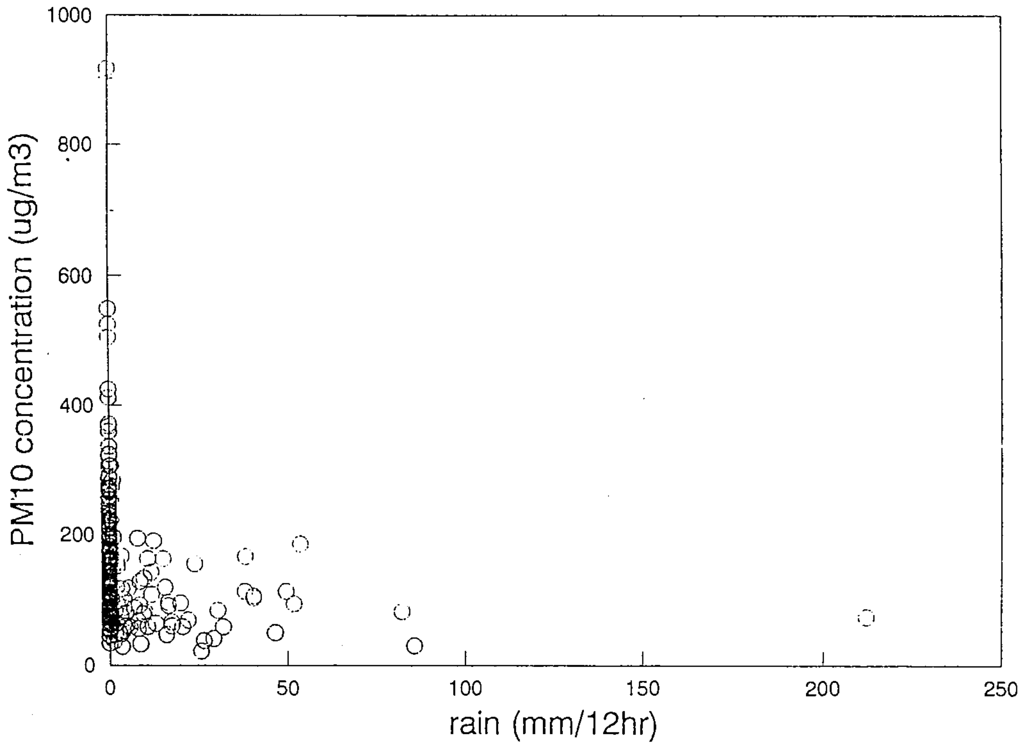


圖 4 民國79年早上八時板橋地區PM10濃度與降雨量之關係

表2 爲PM10濃度與各氣象因子之相關性分析，由表中得與PM10之相關性依次爲擴散係數之倒數、風速、雨量之開根號，最後爲混合層高。

表2 民國79年早上八時板橋地區PM10濃度與各氣象因子之相關性分析，MXH爲混合層高(m),mD爲混散係數直增率(m/s)，u爲1.7m高之風速(m/s) rain爲降雨量(mm/12hr)

	MXH	m_D	$1/m_D$	$1/\sqrt{m_D}$	u	1/u	rain	$\sqrt{rain}$
R^2	0.015	0.0013	0.147	0.116	0.128	0.08	0.017	0.050

對PM10之所有濃度，如以各氣象因子作多收變迴歸發現最理想之迴歸式爲：

$$PM10 = 173 + 0.56/m_D - 20u - 10\sqrt{rain} \tag{11}$$

其中相關係數R^2得0.3。PM10之標準誤差爲78 μ g/m^3，而$1/m_D$，u，$\sqrt{rain}$之係數之標準誤差爲0.07, 3及2.6。注意其中無混合層之項，因其係數之標準誤差大於其係數。以上PM10 之單位爲μ g/m^3，m_D爲m/s，u爲m/s，rain爲mm/12hr。

對於PM10 濃度大於200 μ g/m^{3}之資料，如以同樣各氣象因子作多變數迴歸，發現最理想之公式爲

$$PM10 = 257 + 0.73/m_D - 59.9\sqrt{rain} \tag{12}$$

其中相關係數R^2達0.43，PM10之標準誤差爲82 μ g/m^3，$1/m_D$，rain項係數之標準誤差分別爲0.11及45。注意式中沒有風速及混合層高因其標準誤差大於其係數。

雖然雨量，風速及擴散係數影響瞬時之空氣品質，但根據前述公式(11)其R^2也只達 0.3，仍有70％左右之空氣品質濃度無法由以上氣象因素來解釋。尤其是在不降雨中低濃度、中低風速及中等以上之擴散係數。在這狀況下，似乎有更重要之因子，影響空氣之品質。

圖5爲PM10之自我相關(Autocorrelat on)的圖，由圖中可發現其相關性無論早上或下午之資料在time lag 1小時達0.855左右，而隨time iag之加大而遞減，但即使time lag 爲一天其仍有0.285 的相關性。其有相關之時間約48小時。這現象是無法以箱形樣式來解釋的，因箱形模式假設風會馬上將污染物帶走而使得自我相關係數極低。這相關性似乎說明了對即時之空氣品質有小部份(30％)是決定於當時之風速及擴散係數，而另外之絕大部份(約70％) 則決定於前一個小時的空氣品質。也就是有70％之空氣污染物會累積在原處達一小時，不會立即爲風吹散。這污染物累積之現象，可能與台北市本身爲一盆地造成山谷風之污染物迴流效應(曠和張 1992)，加上高樓林立及近年來高度開發形成熱島效應(Henderson-Sellers and Robinson 1986)等

因素有關。

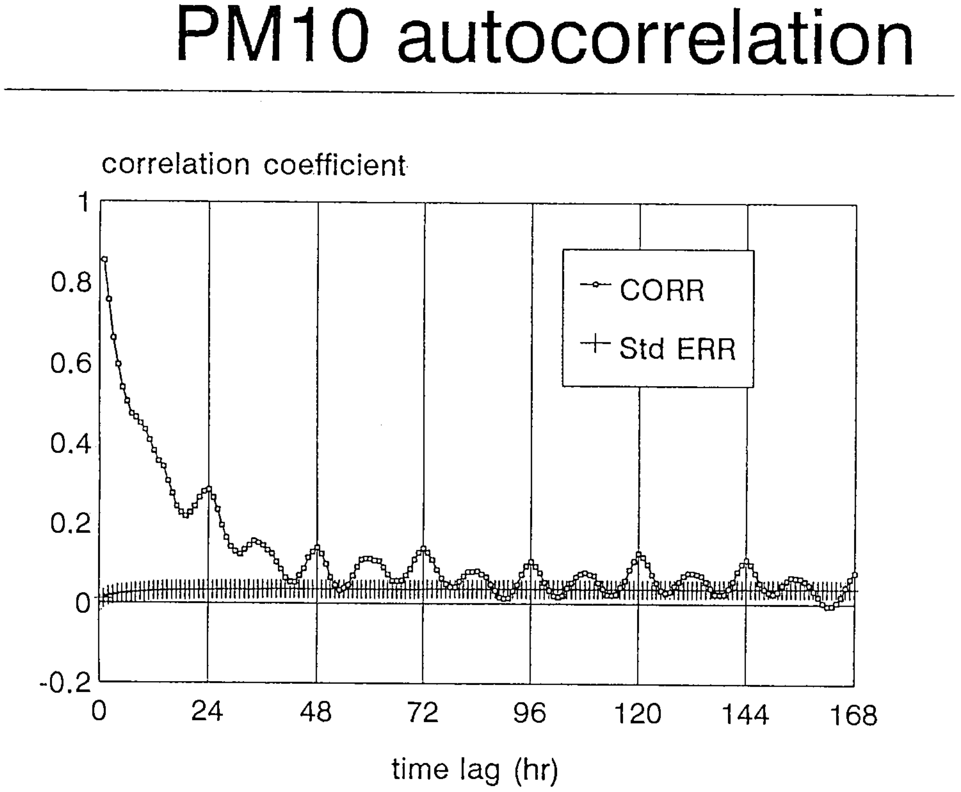


圖 5 民國79年PM10濃度之自我相關(Autocorrelation)圖

由以上可知，如以預報24小時之眼光而言，可以利用早上八時之PM10濃度($PM10^{n-1\ day}$)預報24時後之PM10早上八時濃度。經迴歸分析發現以下列公式爲最理想。

$$PM10 = 136 + 0.29PM10^{n-1day} + 0.53/m_D - 19u - 9.3\sqrt{rain} \qquad (13)$$

其相關係R^2從公式(11)的0.3增加到0.4，其中PM10之誤差爲73 μ g/m^3。而$PM10^{n-1day}$，$1/m_D$，u及$\sqrt{rain}$等項係數之誤差分別爲0.04，0.07，2.6及2.46。注意公式中之係數與公式(11)之係數接近。

如以預報 1小時之情況而言，以早上七時之濃度預報早上八時之濃度，其最理想之公式爲

$$PM10 = 20 + 0.95PM10^{n-1hr} + 0.15/m_D - 2.9u \qquad (14)$$

其相關係數R^2達0.84。而PM10之預報誤差爲38 mg/m^3。其中$PM10^{n-1hr}$，$1/m_D$及u之係數誤差分別爲 0.03，0.04及1.4。注意單單PM10早上七時與早上八時之相關係數R^2爲0.83，因此公式(14)中之氣象因子幫助並不大。

結論與建議

綜合前面之討論可得以下結論：

1.探討擴散係數與空氣品質之關係時，發現除了下雨天之外，一般在擴散係數直增率極小時(0.01 m/s以下)空氣品質急劇惡化，PM10常超過200 μ g/m^3，而SO_2之濃度則超過40 ppb。這情況在冬天發生之機率較大。其影響空氣品質之程度，遠勝於當時之混合層高。但在擴散係數直增率大於0.01 m/s 時，則擴散係數與空氣品質之相關係則變小。在此時其空氣品質與風速之相關度較大，風速愈大，污染物之濃度則愈低。

2.空氣品質約有30％取決於即時之氣象條件，絕大部份(約70％)則由於污染物之累積效應，污染物之累積可達兩天。以24小時預報而言，公式(13)爲最理想，其相關係數R^2達0.4。

3.除此之外，在這研究並未考慮污染量排放之變動性。圖6 爲PM10每小時濃度之頻譜分析。由圖中可發現其有 4.8小時、8小時、12小時、24小時及14天等周期。其中8小時之周期顯然是污染量排放之周期性所造成，而非氣象因素，而12及24小時之周期則與氣象及排放量都有關係。這也應於未來作更深入之探討。

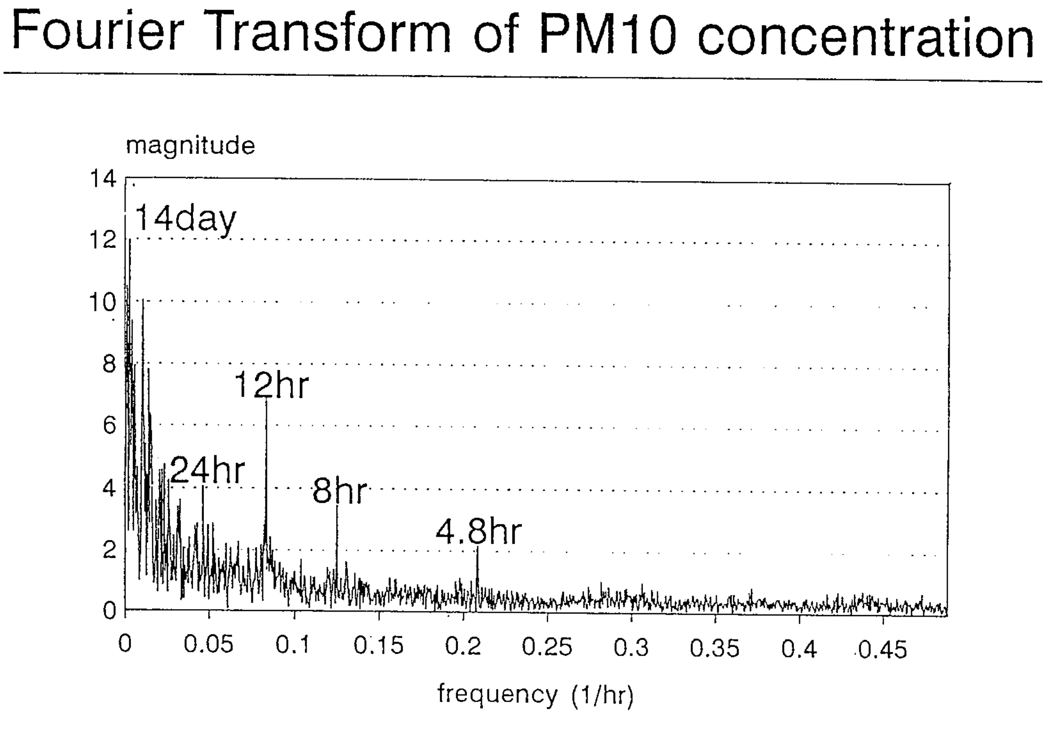


圖 6　民國79年板橋地區PM10濃度頻譜分析圖

誌 謝

本計畫受國科會補助，計畫編號NSC81－0421－E005－12－E。並感謝龐正大研究生及李志祥同學協助資料蒐集及程式之撰寫。

引用文獻

張能復 簡慶芳. 1986. 台北市能見度作爲空氣污染指標之研究. 第三屆空氣污染控制技術研討會，第35－p48頁.

蔡俊源等6人. 1988. 台北市地區空氣品質監測資料之一氧化碳、二氧化硫及粒狀物濃度之變化特性研究. 第五屆空氣污染控制技術研討會，第162－191頁.

劉志堅 鄭福田. 1988. 台北市地區空氣品質監測資料之一氧化碳、二氧化硫及粒狀物濃度之變化特性研究. 第五屆空氣污染控制技術研討會，第141－161頁.

李崇德 林斌龍 廖志輝. 1989. 台北都會區懸浮微粒濃度與氣象因子之關係研究. 第六屆空氣污染控制技術研討會，第154－179頁.。

吳清吉 王喜弘. 1990. 氣象條件對空氣品質的影響. 第七屆空氣污染控制技術研討會，第229－244頁.

李清勝. 1990.「即時氣象資訊應用在空氣品質分析的研究與實驗」，EPA－79－007－11－162，行政院環保署.。

張能復. 1989.「台灣地區空氣污染預警系統建置之研究專案研究計畫」，EPA－78－007－11－001，行政院環保署.

張能復. 1990.「台灣地區空氣污染預警系統建置之研究專案研究計畫」，EPA－79－007－08－159，行政院環保署.

Anderson, E. A. 1990. Point Energy and Mass Blanace Model of a Snow Cover. Tech nical Report NWS 19, National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington, DC., 150 pp.

Tsuang, B. J. 1990. Climate Processes of Lake Evaporation and Snowmelt Runoff：Part I. Evaporaion Rates from Temperature－Stratified Saline Lakes－Mono Lake as a Case Study; Part II. Snowmelt Runoff and Climate Change－Emerald Lake as a Case Study Ph.D. Dissertation, Civil Engineering Department, UCLA.

李慧梅. 1985. Methods for the Determination of Atmospheric Stability for Air Quali ty Models. 第二屆空氣污染技術研討會，第43－58頁.

Brutsaert, W. H. 1982. Evaporation into the Atmosphere, D. Reidel Publish Company, 299 pp.

Oke, T. R. 1987. Boundary Layer Climates, 2ed, Methuen：London & New York, 435 pp.

Landsberg, H. E. 1981. 都市氣候學，鄭師中譯，徐氏基金會出版，261頁.

Holzworth, G. C. 1972. Mixing Heights, Wind Speeds and Potential for Urban Air Pollution through the contiguous united states AP－101, U.S. EPA. Raleigh, NC.

江旭程 何彌亮 游琇如. 1991. 交談式氣象資料處理程式. 第八屆空氣污染控制技術研討會，第219－232頁.

曠永銓 張能復. 都會區光化學空氣污染事件之數値實驗研究. 第九屆空氣污染控制技術研討會，第415－428頁.

Henderson－Sellers, A. and P. J. Robinson 1986. Contemporary Climatology, Longman Scirntific Technical, 439pp.

編 後 語

本專輯刊載由行政院環境保護署、行政院農業委員會及臺灣省政府農林廳聯合主辦，中華農業氣象學會及臺灣省農業試驗所共同執行的「臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會」中所發表之演講文、專題論述及研究報告。該研討會首次邀集國內從事關於空氣污染、農業氣象及作物生產三方面的學者、專家齊聚一堂，針對㈠空氣污染現況、防治及防制策略，㈡空氣污染對作物影響診斷與分類，㈢空氣污染源對農田與作物之影響，及㈣氣象因子對空氣污染之影響等四大主題進行研討，藉以交換試驗成果、研究心得，增進吾人對研討會各項議題及我國現況的瞭解，據以研擬未來試驗研究方向，落實工作成效。

本次研討會由中華農業氣象學會及臺灣省農業試所負責籌備工作，聘請中華農業氣象學會范秘書長明仁擔任籌備委員會召集人，行政院環保署空保處方科長淑慧、中興大學土壤系申教授雍、屏東技術學院資源保育技術系徐教授森雄、臺灣大學地理系姜教授善鑫、中興大學植物系翁教授仁憲、臺灣省政府農林廳技術室楊技正嘉文、中華農業氣象學會學術組楊組長純明及行政院農委會綜合企劃處蔡技正彰輝等出任籌備委員，並由臺灣省農業試驗所多位同仁支援實際性工作，使得研討會順利而圓滿完成，特以致謝。

本專輯共收錄論文十九篇、演講文二篇及來賓致詞文等，並承蒙臺灣省政府農林廳邱廳長茂英親撰序文。專輯涵蓋之範圍廣泛，整合各研究領域學者專的經驗、心得、與多年試驗成果，內容精彩兼具理論基礎與應用價值，當為我國相關試研究的重要參考文獻。希望此一專輯的出版，能夠延廣研討會成果，進而帶動本省在空氣污染與農業氣象對作生產影響方面的研究風氣、提升學術水準。

最後，編者願再次感謝所有參與此研討會的來賓及擔任主講的學者、專家，由於他們熱心的奉獻、積極的撰寫論文，使得專輯得以順利付梓，謹致由衷謝忱。謹此為誌。

杜金池　楊純明　謹誌

中華民國八十二年四月

研討會籌備委員會

召集人：范 明 仁

委　員：方 淑 慧　申　雍　范 明 仁　徐 森 雄
姜 善 鑫　翁 明 憲　楊 嘉 文　楊 純 明
蔡 彰 輝 (依筆劃序)

主要工作人員

總幹事：范 明 仁

秘書組：楊 純 明(組長)　張 富 洲　謝 廷 芳

總務組：張 義 璋(組長)　鐘 乃 光

接待組：蔡 金 川(組長)　漆 匡 時

財務組：姚 銘 輝

臺灣地區空氣污染與農業氣象對作物生產影響研討會專輯

發行人：杜 金 池

主　編：杜 金 池　楊 純 明

出版者：中華農業氣象學會
臺中縣霧峰鄉萬豐村中正路189號
TEL：(04)330-2301,　FAX：(04)333-8162

承印者：寶成電腦文字排版坊

電　話：(04)2310862

中華民國八十二年四月出版

版權所有　翻印必究

ISBN 957-97038-4-1

ISBN 957-97038-4-1